Vegetace vodních rostlin zakořeněných ve dně (*Potametea*)

Vegetation of aquatic plants rooted in the bottom

Kateřina Šumberová

Třída VB. *Potametea* Klika in Klika & Novák 1941

Svaz VBA. *Nymphaeion albae* Oberdorfer 1957
VBA01. *Nymphaeo albae-Nupharetum luteae* Nowiński 1927
VBA02. *Nymphaeetum albae* Vollmar 1947
VBA03. *Nymphaeetum candidae* Miljan 1958
VBA04. *Nupharetum pumilae* Miljan 1958
VBA05. *Trapetum natantis* Kárpáti 1963
VBA06. *Nymphoidetum peltatae* Bellot 1951
VBA07. *Potamo natantis-Polygonetum natantis* Knapp et Stoffers 1962

Svaz VBB. *Potamion* Miljan 1933
VBB01. *Potametum natantis* Hild 1959
VBB02. *Potametum graminei* Lang 1967
VBB03. *Scirpo fluitantis-Potametum polygonifolii* Allorge 1921
VBB04. *Potametum lucentis* Hueck 1931
VBB05. *Potametum perfoliati* Miljan 1933
VBB06. *Elodeetum canadensis* Nedelcu 1967
VBB07. *Potamo pectinati-Myriophylletum spicati* Rivas Goday 1964
VBB08. *Myriophylletum verticillati* Gaudet ex Šumberová in Chytrý 2011
VBB09. *Potametum tenuifolii* Kiprijanova et Laščinskij 2000
VBB10. *Groenlandietum densae* Segal ex Schipper et al. in Schaminée et al. 1995
VBB11. *Potametum denso-nodosi* de Bolós 1957
VBB12. *Potametum praelongi* Hild 1959
VBB13. *Potametum zizii* Černohous et Husák 1986
VBB14. *Parvo-Potamo-Zannichellietum pedicellatae* De Soó 1947
VBB15. *Potametum trichoidis* Tüxen 1974
VBB16. *Najadetum marinae* Fukarek 1961
VBB17. *Najadetum minoris* Ubrizsy 1961
VBB18. *Potametum crispi* von Soó 1927
VBB19. *Potametum crispo-obtusifolii* Sauer 1937
VBB20. *Potametum pectinati* Carstensen ex Hilbig 1971
VBB21. *Potametum pusilli* von Soó 1927
VBB22. *Potametum acutifolii* Segal ex Šumberová et Hrivnák in Chytrý 2011
VBB23. *Potametum friesii* Tomaszewicz ex Šumberová in Chytrý 2011

Svaz VBC. *Batrachion fluitantis* Neuhäusl 1959
VBC01. *Ranunculetum fluitantis* Imchenetzky 1926
VBC02. *Myriophylletum alterniflori* Chouard 1924
VBC03. *Callitricho hamulatae-Ranunculetum fluitantis* Oberdorfer 1957

Svaz VBD. *Ranunculion aquatilis* Passarge 1964
VBD01. *Ranunculetum aquatilis* Géhu 1961
VBD02. *Potamo crispi-Ranunculetum trichophylli* Imchenetzky 1926
VBD03. *Potamo perfoliati-Ranunculetum circinati* Sauer 1937
VBD04. *Batrachietum rionii* Hejný et Husák in Dykyjová et Květ 1978
VBD05. *Ranunculetum baudotii* Hocquette 1927
VBD06. *Hottonietum palustris* Sauer 1947
VBD07. *Callitrichetum hermaphroditicae* Černohous et Husák 1986

Třída VB. *Potametea* Klika in Klika et Novák 1941
Vegetace vodních rostlin zakořeněných ve dně

Orig. (Klika & Novák 1941): *Potametales*
Syn.: *Potametea* Tüxen et Preising 1942, *Nymphaeetea* Klika in Klika et Hadač 1944

Diagnostické druhy: *Elodea canadensis*, *Lemna minor*, *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton crispus*, *P. natans*, *P. pectinatus*, *P. pusillus* agg.
Konstantní druhy: *Lemna minor*

Třída *Potametea* zahrnuje společenstva vodních makrofytů, jejichž společným znakem je uchycení ve dně vodní nádrže pomocí kořenů nebo oddenků. Většina druhů této vegetace je vytrvalá. Rostliny přezimují na dně nádrží ve formě oddenků, zelených lodyh s listy nebo turionů. Zastoupeny jsou však i druhy jednoleté (např. *Trapa natans*, některé druhy rodu *Batrachium*), které regenerují ze semen, případně může být délka životního cyklu modifikována podmínkami prostředí. Porosty jsou běžně dvouvrstevné. Pro jednotlivá společenstva tvořená výraznými dominantami je však typická koncentrace biomasy buď do natantní (plovoucí na hladině), anebo do submerzní (ponořené) vrstvy. V natantní vrstvě se uplatňují jednak druhy s růžicemi listů, které mohou být dosti mohutné (např. *Nuphar* spp., *Nymphaea* spp. a *Trapa natans*), jednak druhy s jednotlivými plovoucími listy vyrůstajícími zpravidla na dlouhých řapících z ponořeného stonku (např. *Batrachium aquatile* s. l., *Persicaria amphibia*, *Potamogeton natans*, *P. nodosus* a *P. polygonifolius*). Některé z těchto druhů mohou současně vytvářet i ponořené, morfologicky často značně odlišné listy. Z našich druhů zejména *Nuphar lutea* často tvoří i listy s čepelemi vystupujícími dosti vysoko nad vodní hladinu; u některých druhů rostoucích mimo naše území, např. u lotosu (*Nelumbo nucifera*), tento typ listů převažuje. Poměr mezi biomasou natantních a submerzních listů bývá velmi rozmanitý a kolísá v závislosti na podmínkách prostředí. Druhy, pro které je typický ponořený způsob života, mohou mít lodyhy hustě porostlé jednoduchými listy, které jsou velmi úzké, drobné (např. *Potamogeton pusillus*, *P. trichoides* a *Zannichellia palustris*) nebo alespoň tenké (při pohledu proti světlu průsvitné; např. *Potamogeton lucens* a *P. perfoliatus*). Jiným morfologickým typem jsou listy s čepelí poměrně velkou, ale složitě členěnou v úkrojky (např. *Batrachium circinatum*, *Hottonia palustris* a *Myriophyllum* spp.). Účelem těchto adaptací u ponořených rostlin je usnadnit výměnu látek mezi rostlinou a vodním prostředím a lépe odolávat mechanickému poškození. Drobné nebo různě členěné listy spolu s ohebnými stonky bez oporných pletiv umožňují rostlinám bez poškození přečkat i prudké pohyby vody. Tolerance jednotlivých druhů například k vlnobití nebo rychlosti proudu se značně

liší. Nejodolnější jsou druhy rychle tekoucích vod, u nichž nenajdeme celistvé listy o větší listové ploše. Většina druhů této třídy vykvétá nad vodní hladinou. Po odkvětu se plody, souplodí i celá plodenství často vyvíjejí pod hladinou nebo pod hladinu klesají v době zralosti. Zralé diaspory jsou rozšiřovány vodou, vodním ptactvem nebo rybami (Agami & Waisel 1986, 1988, Lhotská et al. 1987, Smits et al. 1989, Figuerola et al. 2003).

Jelikož jsou druhy třídy *Potametea* zakořeněny v substrátu dna, získávají živiny jako většina cévnatých rostlin z půdy. Díky tomu mohou osídlovat i oligotrofní vody, kde je množství rozpuštěných živin velmi malé. U ponořených druhů však existuje i látková výměna mezi vodním prostředím a rostlinou celým povrchem těla. To se děje přímo přes tenkou listovou pokožku, neboť tyto rostliny postrádají průduchy a kutikulu. Jde především o transport kyslíku a oxidu uhličitého, ale i jiných látek rozpuštěných ve vodě. Poměr živin, které rostlina čerpá pomocí kořenů ze substrátu dna a které získává prostřednictvím ponořených prýtů přímo z vody, je do značné míry druhově specifický. Závisí však i na dostupnosti jednotlivých živin ve vodě a v substrátu a na jejich dalších vlastnostech, např. na rozpustnosti (Adamec 2001, Cedergreen & Madsen 2003, Lacoul & Freedman 2006a).

Vegetace třídy *Potametea* se u nás vyskytuje v různých typech stojatých i tekoucích vod, např. v rybnících, zatopených lomech a pískovnách, mrtvých říčních ramenech, aluviálních tůních, kanálech, řekách i menších tocích, od nížin po horské polohy. Některá společenstva se omezují jen na jeden nebo několik málo typů stanovišť se specifickými vlastnostmi vody a substrátu dna. Patří sem zejména vegetace s vazbou na horské toky nebo brakické vody. Naopak porosty některých druhů lze najít na mnoha různých stanovištích a ve vodách o velmi rozdílném chemismu. K druhům s nejširší ekologickou amplitudou patří například *Myriophyllum spicatum*, *Persicaria amphibia*, *Potamogeton crispus* a *P. pectinatus*. Tyto druhy tvoří součást různých typů vodní vegetace, jejich společenstva jsou rozšířena v mírném pásu většiny kontinentů a některá z nich zasahují i do tropů. Nezřídka jde o druhotné výskyty. Zejména v Severní Americe a Austrálii jsou časté druhy s původním výskytem v Evropě, které se díky své široké ekologické amplitudě a velké konkurenční schopnosti v nových oblastech často expanzivně šíří (Les & Mehrhoff 1999, Cronk & Fennessy 2001, Lacoul & Freedman 2006a).

Společenstva třídy *Potametea* jsou v různé míře citlivá na kolísání výšky vodního sloupce a mechanické disturbance. Vyskytují se hlavně v mokřadech s hlubokým nebo alespoň mělkým zaplavením po většinu roku (tzv. hydrofáze a litorální ekofáze; Hejný 1960). Mnohé charakteristické druhy této třídy vyžadují během svého vývoje výrazný pokles vody, někdy až na úroveň substrátu (tzv. limózní ekofáze). Tyto podmínky jsou důležité hlavně ve fázi klíčení semen a vzcházení semenáčů. U některých druhů je však pokles vodní hladiny nezbytný i pro kvetení a tvorbu plodů (Hejný 1960, Hejný & Husák in Dykyjová & Květ 1978: 23–64). Úplné vyschnutí substrátu (tzv. terestrickou ekofázi) však rostliny většinou nedokáží přežít buď vůbec, anebo jen velmi krátkodobě. Druhy s tenkými listy, např. *Elodea canadensis*, usychají již při výrazném poklesu hladiny vody a obnažení prýtů. Zničení porostů suchem však ještě nemusí znamenat jejich naprosté vymizení, neboť po opětovném zaplavení je většina druhů schopna regenerovat ze semen nebo turionů (Hejný et al. in Květ et al. 2002: 63–95). Přechodné vyschnutí substrátu, případně jeho promrznutí, dokonce klíčení semen některých vodních makrofytů podporuje (Pott & Remy 2000, Cronk & Fennessy 2001). Odolnost jednotlivých druhů k vyschnutí substrátu se projevuje i v rozšíření jejich společenstev. Například v kontinentálních oblastech, kde mělké vody v letním období běžně vysychají, je spektrum společenstev třídy *Potametea* omezené a převažují porosty tvořené druhy schopnými vytvořit terestrické formy a přežít i na vlhkém obnaženém dně. Největší diverzity tato vegetace pravděpodobně dosahuje v mírně teplých až teplých a vlhkých oblastech. Některá společenstva jsou však omezena na oblasti s chladnějším klimatem a ve střední Evropě dosahují jižní nebo jihovýchodní hranice rozšíření.

Vlivem lidské činnosti byla diverzita mnoha přirozeně bohatých mokřadních komplexů ochuzena. Příkladem jsou říční nivy s mrtvými rameny a tůněmi, kde kvůli omezení záplav po regulacích vodních toků dochází k rychlé sedimentaci organického bahna. Hromadění bahna je nepříznivé pro druhy vyžadující pro zakořenění pevné minerální dno. Narovnáním toků zanikly i meandry, říční tišiny a další vhodná stanoviště této vegetace přímo v řekách. Vodní makrofyty se sice mohou vyskytovat i v regulovaných tocích, v nich ale zpra-

vidla chybějí společenstva vázaná na mělké vody s malou intenzitou proudění. Omezením záplav v říčních nivách se snížila i pravděpodobnost šíření diaspor jednotlivých druhů mezi izolovanými mrtvými rameny a tůněmi. Pravidelné narušování porostů při povodních ve stojatých aluviálních vodách rovněž přispívalo k vyšší druhové diverzitě. Při nerušeném vývoji zde naopak zpravidla převáží jediný konkurenčně silný druh. Tato situace je sice zapříčiněna i vysokou trofií vody v říčních ramenech a tůních, ta však také do značné míry souvisí s omezením povodní a hromaděním živin v organických sedimentech na dně.

Nejpříhodnější podmínky pro výskyt vegetace třídy *Potametea* byly u nás pravděpodobně v době, kdy se v krajině hojně vyskytovaly přirozené vodní biotopy a současně již existovaly umělé vodní nádrže, především rybníky. Rybníky sice měly v období po napuštění dostatek živin, avšak opakovaným nasazováním a lovením ryb se živiny rychle vyčerpaly. Až do druhé poloviny 19. století byly rybníky většinou oligotrofní nebo mezotrofní (Přikryl 1996) a poskytovaly podmínky pro rozvoj omezeného spektra druhů a společenstev. Úživnější byly pouze rybníky v teplých oblastech s minerálně bohatým podložím, např. v Polabí a na jižní Moravě, a také návesní rybníčky, již tehdy ovlivněné eutrofizací. Se zavedením opatření směřujících ke zvýšení produkce rybníků, zejména přikrmování ryb, hnojení a vápnění, postupně rostla trofie i v ostatních rybnících. Nezanedbatelný vliv měly také splachy z polí a vypouštění nevyčištěných odpadních vod. Tento proces podle místních podmínek probíhal různě rychle. Docházelo k diverzifikaci rybničních biotopů, které byly pravděpodobně druhově nejbohatší ve fázi mírné eutrofizace. I dnes některé extenzivněji obhospodařované rybníky představují stanoviště s velkou rozmanitostí společenstev vodních makrofytů. Ještě v první polovině 20. století byla extenzivně obhospodařována většina našich rybníků (Přikryl 1996). Ačkoli rozsáhlé porosty vodních makrofytů byly již v počátcích rybničního hospodaření vnímány jako nežádoucí (Špatný 1870, Podubský 1948, Šusta 1995, 1997), k jejich výraznému omezování nedocházelo, neboť to tehdejší technické prostředky neumožňovaly. Teprve po intenzifikaci rybničního hospodaření ve druhé polovině 20. století, zahrnující značné zvýšení obsádky tržního kapra, dávek hnojiv, vápna a využívání těžké mechanizace a herbicidů při údržbě rybníků, nastal rychlý ústup některých společenstev této třídy. Důvodem je vedle přímého omezování porostů hlavně silné narušení rybničního dna, typické pro rybníky s vyšší obsádkou tržního kapra. Ryby zde jednak vyrývají kořeny a oddenky vodních makrofytů, což nesnášejí zejména druhy s listy plovoucími na hladině, jednak zhoršují průhlednost vody, což omezuje rozvoj většiny ponořených druhů. K menší průhlednosti vody přispívá i fytoplankton, který se v eutrofních rybnících vyskytuje ve značném množství. Při vysoké rybí obsádce je totiž v rybníce silně omezen rozvoj zooplanktonu, který se mikroskopickými řasami živí.

Nepříznivý dopad na vegetaci vodních makrofytů má i tzv. kapro-kachní hospodaření, které spočívá ve využití veškeré přirozené produkce rybníka, včetně vegetace, kterou kapr nekonzumuje. Vedle přímé destrukce vegetace vede farmový chov vodní drůbeže na rybnících k výrazné změně v chemismu vody i substrátu, posunu pH do zásaditých hodnot a zvýšení obsahu chloridů (Hejný et al. 1982a, Hejný 1998). Za těchto podmínek se rybníky rychleji zanášejí organickým sedimentem, což má nepříznivý vliv i na hospodaření. I proto se v devadesátých letech 20. století od kapro-kachního hospodaření z větší části upustilo. Naopak častější je nyní myslivecké vysazování uměle odchovávaných kachen divokých, jejichž působení na vodní vegetaci je podobné, jen o něco méně devastující. V chráněných územích mohou makrofytní společenstva intenzivně spásat vodní ptáci, hlavně labutě (Hejný et al. in Květ et al. 2002: 63–95).

Některá společenstva, dříve na rybnících běžná, jsou v současnosti známá pouze z rezervací nebo z rybníků s méně intenzivním hospodařením. Na druhé straně je ovšem nutno vzít v úvahu, že na našem území se nachází více než 20 tisíc rybníků (Andreska 1997), z nichž mnohé leží v odlehlých oblastech a jejich vegetace není pravidelně sledována. Porosty některých druhů se přitom na jedné a téže lokalitě neobjevují každoročně, ale často s odstupem několika let, v závislosti na aktuálním hospodaření nebo průběhu počasí v daném roce. Zde prezentované údaje o četnosti výskytu jednotlivých asociací vycházejí ze snímků zahrnutých v České národní fytocenologické databázi, přičemž některá společenstva jsou dokumentována jen velmi omezeně. Kvůli periodickému výskytu nejsou podchyceny všechny známé lokality ani u některých vzácných společenstev. Navíc od devadesátých let

20. století doznalo hospodaření na rybnících opět změn a některé způsoby intenzivního hospodaření byly výrazně omezeny. Mnoho rybářských firem praktikuje střídavé nasazování rybníků rybami o různém stáří: při odchovu plůdku je možný rozvoj bohaté makrofytní vegetace, zatímco ve fázi s těžší násadou nebo tržní rybou makrofyty ustupují. Tento způsob hospodaření omezuje rychlé organické zabahňování dna, které je typické pro plůdkové rybníky, což je příznivé i pro většinu zakořeněných makrofytů. Existují rovněž speciální rybníčky, rybí sádky a další rybochovná zařízení, jejichž využití se liší od běžně obhospodařovaných rybníků. Tato zařízení se však zpravidla nacházejí na oplocených pozemcích, a proto jejich vegetace nebývá běžně botanicky sledována. Systematičtější studium těchto biotopů z poslední doby ukazuje, že i zde se někdy vyskytují společenstva vzácnějších druhů vodních makrofytů (Rydlo 1995b, 2005a).

Příčiny mizení některých společenstev třídy *Potametea* nejsou zcela jasné a na první pohled zřetelné. Podobně jako v aluviálních vodách, probíhá i v rybnících sedimentace organického bahna, čímž jsou omezeny druhy, které v takovém substrátu nemohou zakořenit. U druhů, které zimu přežívají v semenech nebo turionech, mohou navíc tyto diaspory zapadnout hluboko do bahna, kde nejsou schopny vyklíčit. Organické zabahnění rybníků nebylo v minulosti pravděpodobně tak časté, protože se rybníky pravidelně letnily. Při letnění se organické bahno mineralizuje a po opětovném zaplavení dna se živiny uvolňují do vody, přičemž se zpočátku udržuje její dobrá průhlednost. Pro konkurenčně slabé druhy je rovněž významná počáteční malá pokryvnost vegetace (Hejný et al. in Květ et al. 2002: 63–95, Kaplan & Fehrer 2004, Kaplan et al. 2009). V současnosti je však letnění z ekonomických důvodů omezeno a silně zabahněné rybníky se v intervalech několika desítek let odbahňují. Jsou známy případy, kdy se po odbahnění v rybnících znovu objevily druhy třídy *Potametea*, např. *Nymphaea candida* a některé rdesty (*Potamogeton* spp.), které se zde pravděpodobně dlouhodobě udržely v semenné bance v substrátu dna. Při letnění, pokud není rybník zcela vysušen, nebo v roce následujícím po letnění klíčí semena některých druhů v mělké vodě nebo na mokrém obnaženém dně (např. *Nymphoides peltata*, některé druhy rodu *Potamogeton*; Kaplan & Fehrer 2004, Takagawa et al. 2005, Kaplan et al. 2009). Letnění spojené s vysušením dna bývalo využíváno k eliminaci nadměrných porostů vodních makrofytů. V současnosti se toho dosahuje spíš ponecháním rybníka na suchu přes zimu, což postihuje zejména druhy přezimující v zeleném stavu nebo v kořenech a oddencích. Vedle zásahů přímo na rybníce jsou společenstva vodních makrofytů ovlivněna i přísunem živin z polí a z atmosféry a splachy herbicidů.

Společenstva třídy *Potametea* mají význam pro zachování biodiverzity cévnatých rostlin, ale i řasové flóry a vodních živočichů, kteří v těchto porostech vyhledávají útočiště nebo potravu (Pott & Remy 2000). Přímý význam pro člověka je odedávna hodnocen zejména v rybničním hospodaření. Menší porosty většiny druhů, zejména ponořených, jsou vnímány pozitivně, neboť zvyšují prostorovou diverzitu prostředí, a tím i produkci přirozené potravy ryb. V plůdkových rybnících rovněž poskytují úkryt rybímu plůdku. Velké porosty druhů plovoucích na hladině však zastiňují vodu a brání jejímu okysličování. Naopak rozsáhlé porosty ponořených druhů mohou za slunných dní v eutrofních vodách způsobit škodlivé přesycení vody kyslíkem a posun pH k hodnotám toxickým pro většinu vodních živočichů (až 10; Hartman et al. 1998). Při náhlém odumření porostů a rozkladu velkého množství biomasy hrozí kyslíkový deficit. Porosty druhů s velkou biomasou přispívají rovněž k zanášení přirozených i umělých nádrží organickým sedimentem. Z těchto důvodů bývají porosty třídy *Potametea* v chovných rybnících omezovány. V současné době se druhy s dekorativními listy nebo květy stále častěji pěstují v zahradnictvích a využívají se do zahradních jezírek. To s sebou nese nebezpečí zavlečení geneticky nepůvodního rostlinného materiálu při vysazování rostlin do volné přírody. V minulosti se některé druhy třídy *Potametea* sbíraly jako léčivé rostliny nebo se jejich části, především oddenky, využívaly jako potrava pro domácí zvířectvo, v dobách nouze i pro člověka.

Vegetace třídy *Potametea* je fytocenologicky dokumentována především z Evropy, vzácněji i z některých oblastí Asie (Gilli 1971, Yoshioka in Numata 1974: 211–236, Zutshi 1975, Chytrý et al. 1993, Hilbig 1995, 2000a, b, Kiprijanova 2000, 2005, Taran 2000, Taran & Tjurin 2006), Afriky (Rogers & Breen 1980, Shaltout & El-Sheikh 1993, Zahran & Willis 2009) a Severní Ameriky (Robbins 1918, Looman 1986, Boggs 2000, Christy 2004, Kagan et al. 2004, Peterson 2008). Údajů z ostat-

ních částí světa je málo, což je však způsobeno spíše mírou fytocenologického výzkumu vodní vegetace v jednotlivých zemích než absencí společenstev této třídy. Lze předpokládat, že tato vegetace je podobně jako třída *Lemnetea* rozšířena po celém světě, nejhojněji ve vlhčích oblastech mírného pásu, ale zasahuje i do tropů. V subtropech a tropech se společenstva vodních druhů známých i ze střední Evropy častěji vyskytují ve větších nadmořských výškách (Zutshi 1975, Khan et al. 2004, Kaplan & Symoens 2005). Vzácná je tato vegetace v oblastech s výrazně kontinentálním klimatem, kde velká část vodních nádrží každoročně vysychá. V České republice jsou společenstva třídy *Potametea* rozšířena po celém území od nížin do hor. Nejvíce záznamů pochází z rybničních oblastí a říčních toků, což je však často dáno i tím, že jinde byla mokřadní vegetace intenzivněji zkoumána spíše výjimečně.

Dosavadní pojetí třídy *Potametea* používané v České republice zahrnovalo pět svazů (Hejný in Moravec et al. 1995: 27–34). Svaz *Nymphaeion albae* Oberdorfer 1957 sdružoval společenstva s převahou mohutných, často nápadně kvetoucích rostlin s listy plovoucími na hladině. Svaz *Magno-Potamion* (Vollmar 1947) den Hartog et Segal 1964, zahrnoval vegetaci tvořenou převážně ponořenými, v menší míře i vzplývavými makrofyty s velkými listy, zatímco svaz *Parvo-Potamion* (Vollmar 1947) den Hartog et Segal 1964, obsahoval společenstva s převahou drobnolistých druhů. Tyto tři svazy byly vymezeny pro vegetaci hlubších, trvalých sladkých vod. Zbývající dva svazy zahrnovaly sladkovodní vegetaci mělkých, často až periodicky vysychavých vod. Svaz *Batrachion fluitantis* Neuhäusl 1957 byl vymezen pro společenstva mělkých tekoucích vod, zatímco svaz *Batrachion* (=*Ranunculion*) *aquatilis* Passarge 1964 obsahoval společenstva s optimem výskytu v mělkých stojatých vodách. Většina zahraničních přehledů přijímá koncepci této třídy s menším počtem svazů (výjimkou je například přehled vegetace Slovenska; Oťaheľová in Valachovič et al. 1995: 153–179). Ve všech přehledech bývá rozlišován pouze svaz *Nymphaeion albae*, jehož náplň je však někdy poněkud širší (Schipper et al. in Schaminée et al. 1995: 65–108, Matuszkiewicz 2007). Svazy *Magno-Potamion* a *Parvo-Potamion* jsou většinou slučovány do jediného, zahrnujícího často i část asociací svazu *Ranunculion aquatilis*, a někdy bývá jediný svaz vymezen i pro společenstva mělkých vod (Schratt in Grabherr & Mucina 1993: 55–78, Rennwald 2000, Schubert et al. 2001a, Hilbig in Schubert et al. 2001b: 225–238, Matuszkiewicz 2007). Toto zjednodušení odráží skutečnost, že mezi úzce vymezenými svazy je v třídě *Potametea* často obtížné vést ostřejší hranici. Navíc jsou kritéria pro členění třídy *Potametea* nejednotná; u svazů *Nymphaeion albae*, *Magno-Potamion* a *Parvo-Potamion* se uplatňuje spíše hledisko fyziognomické, naproti tomu u svazů *Batrachion fluitantis* a *Ranunculion aquatilis* je rozhodující hledisko ekologické. Tato nejednotnost však není odstraněna ani při klasifikaci na tři svazy, jejichž náplň v jednotlivých národních přehledech bývá často dosti odlišná. V tomto přehledu jsme se snažili o to, aby vnitřní členění třídy *Potametea* bylo především prakticky použitelné, tj. aby byly jednotlivé svazy definovány na základě snadno použitelných kritérií. Z tohoto důvodu slučujeme svazy *Magno-Potamion* a *Parvo-Potamion* do svazu jediného, podobně jako je tomu v řadě jiných evropských přehledů vegetace, a ponecháváme pro něj nejstarší platné jméno *Potamion* Miljan 1933.

■ **Summary.** The class *Potametea* includes vegetation of aquatic macrophytes which are rooted in the bottom of water bodies or streams. Most of these plants are perennial. They are either completely submerged, or have natant leaves. Some vegetation types within this class require high water levels throughout the year, while some others tolerate or even require short-term exposure of the bottom, but not its complete desiccation. This class is cosmopolitan, but it is most common and diverse in precipitation-rich areas of the temperate zone.

Svaz VBA *Nymphaeion albae* Oberdorfer 1957
Vegetace mohutných vzplývavých vodních rostlin

Orig. (Oberdorfer 1957): Verband: *Nymphaeion* all. nov. (*Nymphaea alba*, *N. alba* var. *minor*)
Syn.: *Potamion eurosibiricum* Koch 1926 p. p. (§ 34)

Diagnostické druhy: ***Nuphar lutea***, *Nymphaea candida*, *Persicaria amphibia*
Konstantní druhy: *Lemna minor*, *Nuphar lutea*

Do svazu *Nymphaeion albae* se řadí vegetace s převahou mohutných dvouděložných vodních makrofytů zakořeněných v substrátu dna a s listovými růžicemi nebo jednotlivými listy plovoucími na hladině. Většina druhů charakteristických pro tento svaz má velké a nápadné, hmyzem opylované květy, které v létě dodávají porostům charakteristický barevný aspekt.

Vegetace svazu *Nymphaeion albae* osídluje mělké oligomezotrofní až eutrofní, stojaté až mírně tekoucí vody. Podle optima ve vztahu k trofii vody lze společenstva tohoto svazu rozdělit do dvou skupin. Do první skupiny patří vegetace druhů s optimem výskytu od oligomezotrofních po mezotrofní vody, vázaná u nás spíše na chladnější a vlhčí oblasti, např. *Nupharetum pumilae* nebo *Nymphaeetum candidae*. Přirozený areál těchto společenstev zahrnuje boreální oblast a u nás jde zřejmě zčásti o reliktní výskyt přetrvávající z chladnějších období (Kozlowski & Eggenberg 2005). Jde o pomalu rostoucí vegetaci, která při růstu trofie vody nebo při vyšších teplotách ustupuje, často v důsledku konkurence druhů, které za takových podmínek vytvářejí větší množství biomasy. Tato vegetace nemá tendenci k expanzivnímu šíření. Druhá skupina společenstev má optimum výskytu v přirozeně eutrofních vodách. Její areál také zasahuje do boreální zóny, optimum výskytu však leží v teplých oblastech temperátní zóny. Vlivem člověka se tato vegetace rozšířila i na jiné kontinenty, kde jsou některá společenstva, např. *Trapetum natantis* a *Nymphoidetum peltatae*, považována za invazní (Les & Mehrhoff 1999, Hummel & Kiviat 2004, Lacoul & Freedman 2006a). Při vysokých teplotách a větší úživnosti vody se tato společenstva expanzivně rozrůstají a způsobují hospodářské problémy i v oblastech svého přirozeného výskytu.

Semena nebo celé plody se šíří převážně vodou, u některých druhů zoochorně, např. v trávicím traktu ryb (Lhotská et al. 1987, Smits et al. 1989). Časté je i vegetativní šíření a rozmnožování úlomky oddenků, lodyh s listy nebo dceřinými růžicemi. Diaspory většiny dominantních druhů svazu *Nymphaeion albae* jsou však velké a podstatně hůře šiřitelné než drobné plody ponořených makrofytů (např. *Potamogeton* spp.) nebo okřehkovitých rostlin. Až na výjimky se druhy svazu *Nymphaeion albae* projevují jako K-stratégové: jejich porosty vytrvávají na stanovišti při konstantních podmínkách dlouhou dobu, nezřídka zarůstají celou hladinu vodních nádrží a účinně potlačují rozvoj jiných makrofytů. Při náhlé a výrazné změně podmínek, např. silném nárůstu trofie vody, zpravidla tato vegetace vytrvává na stanovišti ještě po nějakou dobu s menší vitalitou; dlouhodoběji se může udržovat v semenné bance na dně nádrže (Hummel & Kiviat 2004, Takagawa et al. 2005). Nová kolonizace z okolí, hlavně ze vzdálenějších lokalit, je však u většiny druhů pomalá. Podobně je tomu na nových, člověkem vytvořených vodních nádržích. Snadno a rychle se šíří jen *Persicaria amphibia*. *Trapa natans* nebo *Nymphoides peltata* mohou být sice snadno přeneseny na tělech ptáků nebo s rybářským náčiním, ale kvůli vyhraněným stanovištním nárokům je kolonizace nových lokalit jen zřídka úspěšná.

Společenstva svazu *Nymphaeion albae* v sukcesi zpravidla navazují na druhově chudou vegetaci ponořených vodních makrofytů svazu *Potamion*, která se pak stává součástí druhově bohatších a strukturně složitějších porostů vzplývavých rostlin. Zvláště společenstva druhů s optimem výskytu v eutrofních vodách teplých oblastí (např. *Trapetum natantis*) produkují velké množství biomasy a přispívají k rychlému zazemňování nádrží (Oťaheľová in Valachovič et al. 1995: 153–179). Tím však prostředí vhodné pro výskyt vegetace svazu *Nymphaeion albae* zaniká a postupně začínají převažovat okřehková společenstva třídy *Lemnetea* a různé typy rákosin třídy *Phragmito-Magno-Caricetea*. V říčních nivách s přirozenou povodňovou dynamikou je zazemňování zpomalováno povodněmi, které odplavují biomasu porostů i organické sedimenty ze dna nádrží. Hlavně však v těchto podmínkách vznikají nová stanoviště, na která se mohou makrofyty díky povodním snadno šířit. V nivách regulovaných řek jsou záplavy omezeny a dochází i k poklesu hladiny podzemní vody, takže mělká ramena a tůně často trpí nedostatkem vody.

Ve střední Evropě je dnes většina společenstev tohoto svazu v různé míře ohrožena. K ohrožujícím faktorům patří silná eutrofizace vodního prostředí spojená s rostoucí konkurencí odolnějších druhů makrofytů, přímé ničení vhodných stanovišť nebo jejich zánik v důsledku regulace vodních toků a absence záplav v aluviích, případně změny hospodaření na existujících lokalitách (např. výrazná změna ve složení a velikosti rybí obsádky v rybnících, vymykající se běžnému 1- až 3letému hospodářskému cyklu). V posledních desetiletích

se na ústupu této vegetace podílelo i vysazování býložravého amura bílého do mrtvých ramen a tůní pro sportovní rybolov. V izolovaných vodních nádržích bez jiných potravních zdrojů (např. přikrmování v rybnících) může amur zkonzumovat veškeré dostupné rostlinstvo (Gerstmeier & Romig 2003).

Pro svůj dekorativní vzhled je tato vegetace veřejností vnímána jako esteticky hodnotná a hodná ochrany. Různé druhy svazu *Nymphaeion albae* jsou stále častěji pěstovány v zahradních nádržích. Rostliny lze zakoupit ve specializovaných zahradnictvích, což však s sebou přináší nebezpečí náhodného nebo i záměrného zavlečení genotypů neznámého původu do volné přírody.

Ve většině vegetačních přehledů bývá do svazu *Nymphaeion albae* na základě své fyziognomie řazena i asociace *Potametum natantis*, zatímco ostatní společenstva rdestů se vzplývavými listy, např. *Potametum graminei* a *Potametum denso-nodosi*, jsou řazena do jiných svazů, nejčastěji *Magno-Potamion*. V tomto zpracování jsme se rozhodli zahrnout všechna společenstva s dominancí rdestů do jediného svazu, *Potamion*. Absenci ponořených listů u *Potamogeton natans* nepovažujeme za znak natolik významný, aby kvůli němu asociace *Potametum natantis* měla být řazena do jiného svazu než ostatní společenstva rdestů. Ekologicky je sice *Potametum natantis* podobné některým společenstvům svazu *Nymphaeion albae*, ale stejně tak vykazuje společné znaky se společenstvy tradičně řazenými do svazu *Potamion* (např. vztah k periodicitě zaplavení a obnažení substrátu).

■ **Summary.** The alliance *Nymphaeion albae* includes vegetation dominated by large dicot aquatic macrophytes which are rooted in the bottom and have leaf rosettes or individual leaves floating on the water surface. Most of the dominant species have large insect-pollinated flowers. This vegetation occurs in shallow water bodies with oligo-mesotrophic to eutrophic, still or slow-moving water in temperate and boreal zones. In the succession series of aquatic macrophyte vegetation, it replaces vegetation of submerged macrophytes, and its large biomass production contributes to rapid terrestrialization.

VBA01
Nymphaeo albae-Nupharetum luteae Nowiński 1927
Vegetace stojatých a mírně tekoucích vod se stulíkem žlutým

Tabulka 3, sloupec 1 (str. 117)

Nomen mutatum propositum
Orig. (Nowiński 1927): *Nymphaeetum albo-luteae* (*Nymphaea lutea* = *Nuphar lutea*)
Syn.: *Myriophyllo verticillati-Nupharetum* Koch 1926 p. p. (§ 2b, nomen nudum), *Nupharo luteae-Nymphaeetum albae* Tomaszewicz 1977 p. p.

Diagnostické druhy: ***Nuphar lutea***
Konstantní druhy: *Lemna minor*, ***Nuphar lutea***
Dominantní druhy: ***Nuphar lutea***

Formální definice: *Nuphar lutea* pokr. > 25 % NOT *Nymphaea alba* pokr. > 5 % NOT *Nymphaea candida* pokr. > 5 % NOT *Typha angustifolia* pokr. > 25 % NOT *Typha latifolia* pokr. > 25 %

Struktura a druhové složení. Vzhled společenstva je obvykle určen mohutnými na hladině plovoucími listy stulíku žlutého (*Nuphar lutea*), který tvoří dominantu porostů. Na jaře však stulík vytváří nejprve morfologicky odlišné submerzní listy, které v tekoucích nebo hlubších stojatých vodách vytrvávají po celé vegetační období, přičemž natantní listy v takových podmínkách někdy nebývají vůbec vyvinuty. V mělkých tekoucích vodách do těchto porostů vstupují i některé druhy rákosin, které zde vytvářejí submerzní nebo natantní formy, zejména *Butomus umbellatus*, *Sagittaria sagittifolia* a *Sparganium emersum*. V natantní vrstvě se dále uplatňují zejména drobné pleustofyty (např. *Lemna minor* a *Spirodela polyrhiza*) a některé další druhy, zakořeněné (např. *Nymphaea candida*) i nezakořeněné (např. *Hydrocharis morsus-ranae*) v substrátu dna. Submerzní vrstva bývá v porostech s velkou pokryvností natantního stulíku (90–100 %) potlačena vlivem nedostatku světla pod vodní hladinou; buď zcela chybí, anebo je slabě vyvinutá a převažují v ní druhy s menšími nároky na světlo, zejména *Ceratophyllum demersum*. V porostech, kde je natantní vrstva rozvolněná, je submerzní vrstva bohatší a dosahuje i větší pokryvnosti.

Tvoří ji nejčastěji *Myriophyllum spicatum*, vzácněji i *M. verticillatum*, a některé ponořené druhy rdestů (zejména *Potamogeton pectinatus*). Na rozdíl od asociace *Nymphaeetum albae* v porostech této asociace buď zcela chybí *Nymphaea alba*, anebo se vyskytuje jen s malou pokryvností a zpravidla i nízkou vitalitou. V porostech této asociace byly zjištěny nejčastěji 2–4 druhy cévnatých rostlin na ploše 4–50 m^2. Výjimkou však nejsou ani monocenózy stulíku.

Stanoviště. Tato vegetace osídluje stojaté i tekoucí vody. V současnosti ji nalézáme především v mrtvých ramenech, aluviálních tůních, průtočných kanálech a v klidnějších úsecích řek. V rybnících a na jiných, zdánlivě příhodných stanovištích, např. v pískovnách v pokročilejším stadiu zazemnění, se vyskytuje spíš vzácně. Vody s výskytem této asociace bývají plně osluněné až polostinné. Dno nádrží je zpravidla jílovité nebo hlinité, vzácněji i písčité nebo štěrkovité, na povrchu s vrstvou organogenního bahna, která však může i chybět. Společenstvo roste nejčastěji ve vodách o hloubce 50–150 cm, někdy i mělčích. Na rozdíl od následující asociace, *Nymphaeetum albae*, dobře snáší proudění i silné kolísání výšky vodní hladiny (Rodwell 1995, Oťaheľová in Valachovič et al. 1995: 153–179). Po výrazném letním poklesu vody v nádrži mohou porosty stulíku přečkat i několik měsíců na mokrém nebo vlhkém bahně, při proschnutí substrátu do hloubky však odumírají. Podobně mohou být porosty poškozeny nebo zničeny, pokud nádrž nemá dostatek vody v zimě a substrát do hloubky promrzá (Hejný & Husák in Dykyjová & Květ 1978: 23–64). Vody s výskytem této vegetace jsou většinou eutrofní, vzácněji mezotrofní. Ojedinělý rozbor vody z našeho území uvádí pH 8,0 a oproti dalším společenstvům makrofytní vegetace výrazně větší obsah amoniového dusíku, iontů Cl^- a Mg^{2+}, dosti velký obsah iontů

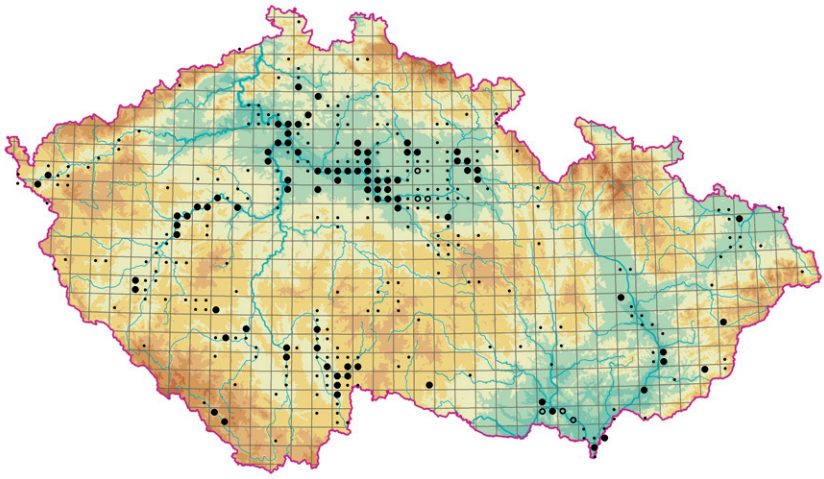
Obr. 39. *Nymphaeo albae-Nupharetum luteae.* Porost stulíku žlutého (*Nuphar lutea*) v zámeckém rybníce u Blatné na Strakonicku. (K. Šumberová 2008.)

Fig. 39. A stand of *Nuphar lutea* in a castle fishpond near Blatná, Strakonice district, southern Bohemia.

Ca^{2+} a malý obsah iontů PO_4^{3-} (Černohous & Husák 1986). S výjimkou velkého obsahu chloridů jsou naměřené hodnoty v souladu s údaji v zahraniční literatuře (Oťaheľová in Valachovič et al. 1995: 153–179, Szańkowski & Kłosowski 1999). U nás se tato vegetace vyskytuje v nížinách a pahorkatinách, výjimečně vystupuje do podhorského stupně. Nejvýše položené výskyty pocházejí ze Šumavy z nadmořské výšky 730–740 m (Bufková & Rydlo 2008).

Dynamika a management. Tato asociace je přirozenou vegetací mezotrofních až eutrofních vod v nivách nížinných řek. U nás byla hojná přibližně do sedmdesátých let 20. století, poté však ustoupila vlivem rozsáhlých regulací vodních toků. V nádržích se vyvíjí zpravidla až po vytvoření vrstvy organického bahna na dně. Je pravděpodobné, že alespoň na některých místech sukcesně navazuje na asociaci *Potamo pectinati-Myriophylletum spicati*, která má širší ekologickou amplitudu a osídluje i nádrže v počátečním stadiu sukcese. Při postupné sedimentaci organického bahna vznikají vhodnější podmínky pro rozvoj porostů *Nuphar lutea*, které potlačují submerzní vrstvu společenstva. Navazujícím sukcesním stadiem této asociace jsou společenstva třídy *Lemnetea* a později *Phragmito-Magno-Caricetea*, zejména svazu *Eleocharito palustris-Sagittarion sagittifoliae*. Vzhledem k velké produkci biomasy v porostech druhu *Nuphar lutea* (Oťaheľová in Valachovič et al. 1995: 153–179) postupuje zazemňování nádrží zarostlých tímto druhem dosti rychle. Zejména při absenci disturbancí, především pravidelných záplav, mohou již během několika desítek let vzniknout podmínky pro existenci společenstva nevhodné, jako je příliš mělká voda, časté vysychání nádrže nebo silná vrstva organického bahna znemožňující uchycení kořenů. Kvůli omezenému množství zdrojových lokalit a obtížnému šíření velkých a těžkých diaspor stulíku mezi izolovanými vodními nádržemi je přirozená obnova společenstva v současnosti problematická. V některých územích, např. nad soutokem Moravy a Dyje, se proto dnes *Nymphaeo-Nupharetum* vyskytuje hlavně v umělých kanálech a naopak v mrtvých ramenech a aluviálních tůních chybí (Vicherek et al. 2000). Management u dobře vyvinutých porostů této asociace je bezzásahový. Ideální je, pokud se v území vyskytuje dostatek vodních nádrží v různých stadiích sukcese, mezi nimiž je možný přenos diaspor. V říčních nivách ovlivněných člověkem, kde nová stanoviště vznikají jen výjimečně nebo vůbec, je někdy nutné odstranit část sedimentů a obnovit průtočnost nádrží.

Rozšíření. Druh *Nuphar lutea* je rozšířen v temperátní až boreální zóně Evropy a západní poloviny Asie (Meusel et al. 1965, Hultén & Fries 1986). Tomu odpovídá i rozšíření asociace *Nymphaeo-Nupharetum*, která však v některých zemích není odlišována od asociace *Nymphaeetum albae*. Dosud byla doložena z Pyrenejského poloostrova (Rivas-Martínez et al. 1980, 2001), Francie (Julve 1993, Ferrez et al. 2009), Velké Británie (Spence in Burnett 1964: 306–425, Rodwell 1995), Nizozemska (Schipper et al. in Schaminée et al. 1995: 65–108), Dánska (Lawesson 2004), jižního Finska (Dierßen 1996), Německa (Pott 1995, Görs in Oberdorfer 1998: 108–118, Rennwald 2000, Schubert et al. 2001a, Hilbig in Schubert et al. 2001b: 225–238, Berg et al. in Berg et al. 2004: 102–113), Rakouska (Schratt in Grabherr & Mucina 1993: 55–78), Itálie (Zanaboni & Pascoli 1988, Venanzoni & Gigante 2000), Polska (Tomaszewicz 1979, Matuszkiewicz 2007), Slovenska (Oťaheľová in Valachovič et al. 1995: 153–179), Maďarska (Borhidi 2003), Slovinska (Gaberščik et al. 2003), Chorvatska (Ranđelović et al. 1993), Srbska (Blaženčić & Blaženčić 1983, Kojić et al. 1998, Lakušić et al. 2005), Černé hory (Blaženčić & Blaženčić 1989), Albánie (Buzo 2000), Rumunska (Popescu & Coldea in Coldea 1997: 36–53), Ukrajiny (Dubyna 2006), Litvy (Balevičienė & Balevičius 2006), Lotyšska (Jermacāne & Laivi̧nš 2001), Estonska (Miljan 1933), dolního Povolží a podhůří Jižního Uralu v evropské části Ruska (Klotz & Köck 1984, Korotkov et al. 1991, Jamalov et al. 2004) a z jihozápadní Sibiře (Kiprijanova 2000). V České republice se toto společenstvo vyskytuje roztroušeně v aluviích větších řek, mimo ně je však dosti vzácné. Větší počet údajů pochází z toku a aluviálních tůní Ohře (Pivoňková & Rydlo 1992), Berounky (Rydlo 1986b, Rydlo in Kolbek et al. 1999: 35–111), Otavy (Rydlo 1994a), Vltavy (Rydlo 2000c, 2006b, Rydlo & Vydrová 2000, Bufková & Rydlo 2008), Labe (Husák & Rydlo 1985, Černohous & Husák 1986, Rydlo 1987b, 1998c, 1999a, 2005a, 2006b, 2007b, 2008b), Mrliny (Rydlo 1991a), Cidliny (Husák & Rydlo 1985, Rydlo 1990b, Turoňová 2008), Orlice (Černohous & Husák 1986, Rydlo jun. 2008), Lužnice (Albrecht & Urban 1986,



Obr. 40. Rozšíření asociace VBA01 *Nymphaeo albae-Nupharetum luteae*; existující fytocenologické snímky dávají dosti neúplný obraz skutečného rozšíření této asociace, proto jsou malými tečkami označena místa s výskytem diagnostického druhu *Nuphar lutea* podle floristických databází.

Fig. 40. Distribution of the association VBA01 *Nymphaeo albae-Nupharetum luteae*; available relevés provide an incomplete picture of the actual distribution of this association, therefore the sites with occurrence of its diagnostic species, *Nuphar lutea*, according to floristic databases, are indicated by small dots.

Husák & Rydlo 1992), Nežárky (Rydlo 1998d), Dyje (Vicherek 1960, Fiala 1964) a Moravy (Šeda & Šponar 1982, Petrová 2005). Mimo říční nivy existují údaje například z Plzeňska (Sofron 1979), Blatenska (Šumberová, nepubl.), Prahy (Rydlo, nepubl.), Dokeska (Neuhäusl & Neuhäuslová 1965, Stančík 1995, Turoňová & Rychtařík 2002) a Kokořínska (Husák & Rydlo 1985, T. Kučera & Špryňar 1996). Výskyty v rybnících mají často původ v záměrných výsadbách.

Hospodářský význam a ohrožení. Tato vegetace nemá přímé hospodářské využití, je však významná pro zachování diverzity vodních makrofytů a na ně vázaných živočichů. Mrtvá ramena řek s porosty této asociace jsou typickým krajinným prvkem středoevropských nížinných aluvií. V rybničním hospodaření jsou porosty stulíku vnímány pozitivně, neboť je na ně vázána řada bezobratlých sloužících jako potrava ryb. Rozsáhlé a husté porosty však zastiňují vodu a omezují její prohřívání a prokysličování, proto je někdy nutné je omezovat. Stulík žlutý je v některých zemích využíván jako léčivá rostlina (Hejný in Hejný 2000a: 81–82) a bývá rovněž pěstován pro okrasu v zahradních nádržích. Asociace je ohrožena především silnou eutrofizací a úbytkem aluviálních vod, ať už v důsledku jejich přímého ničení nebo přirozeného zanášení sedimenty, a omezením záplav při regulacích vodních toků.

Syntaxonomická poznámka. Asociace *Nymphaeo albae-Nupharetum luteae* Nowiński 1927 v původním pojetí (Nowiński 1927) zahrnovala jak porosty s *Nuphar lutea*, tak s *Nymphaea alba*. V našem pojetí do ní řadíme porosty s dominantním druhem *Nuphar lutea*, který se v důsledku poněkud odlišné ekologie vyskytuje i na místech a v územích, kde *Nymphaea alba* neroste. Asociaci typifikujeme snímkem 1 z tabulky II v práci Nowiński (1927: 482) – lectotypus hoc loco designatus.

■ **Summary.** This vegetation type is dominated by *Nuphar lutea*, which usually has large leaves that float on the water surface, but in flowing or deep still water it produces only submerged leaves. It occurs in mesotrophic to eutrophic water of oxbows, alluvial pools, channels and lentic sections of streams, but it is rare in fishponds. Most often it is found at water depths of 50–150 cm, but it tolerates even strong fluctuations of the water level. In the Czech Republic in occurs mainly in the floodplains of large lowland rivers.

VBA02
Nymphaeetum albae
Vollmar 1947
Vegetace eutrofních vod teplých oblastí s leknínem bílým

Tabulka 3, sloupec 2 (str. 117)

Nomen conservandum propositum (proti *Myriophyllo verticillati-Nupharetum* Hueck 1931)

Orig. (Vollmar 1947): *Nymphaeetum albae minoris* Vollmar (*Nymphaea alba* var. *minor*)

Syn.: *Myriophyllo verticillati-Nupharetum* Koch 1926 p. p. (§ 2b, nomen nudum), *Myriophyllo verticillati-Nupharetum* Hueck 1931 (potenciální správné jméno), *Nymphaeetum albo-candidae* Passarge 1957, *Nupharo luteae-Nymphaeetum albae* Tomaszewicz 1977 p. p.

Diagnostické druhy: *Nuphar lutea*, ***Nymphaea alba***

Konstantní druhy: *Lemna minor*, ***Nymphaea alba***

Dominantní druhy: *Ceratophyllum demersum*, ***Nuphar lutea***, ***Nymphaea alba***

Formální definice: *Nymphaea alba* pokr. > 25 % NOT *Oenanthe aquatica* pokr. > 25 %

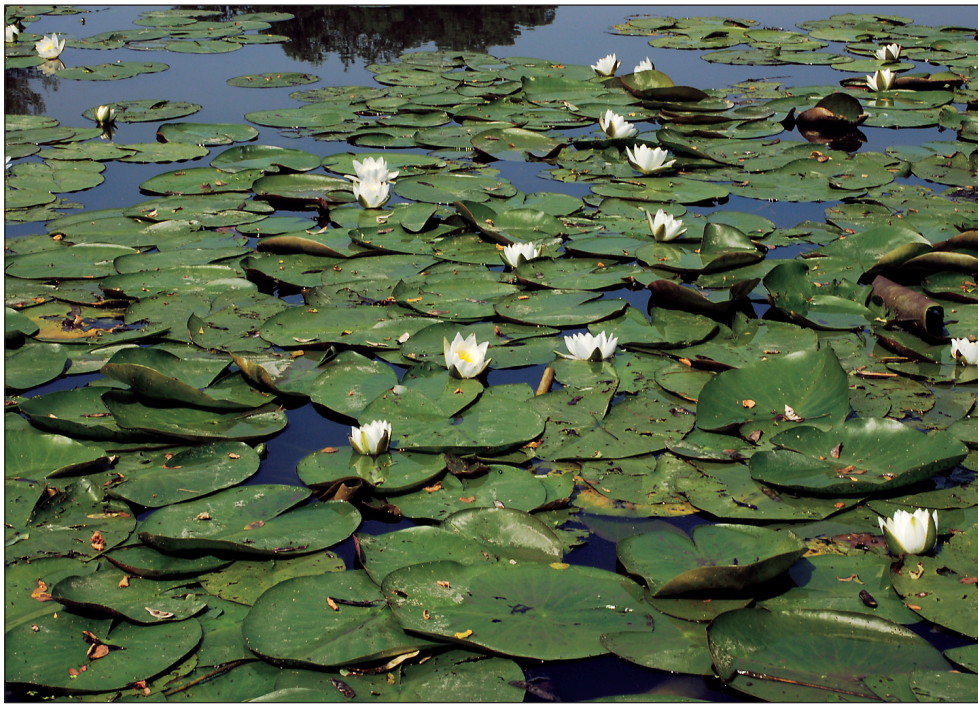
Struktura a druhové složení. Tato asociace je fyziognomicky podobná asociaci předchozí, liší se však velkou pokryvností leknínu bílého (*Nymphaea alba*) a větší druhovou bohatostí. V natantní vrstvě může vedle leknínu dosahovat velké pokryvnosti i stulík žlutý (*Nuphar lutea*) a dále se v ní vyskytují zejména drobné pleustofyty, jako jsou *Lemna minor* a *Spirodela polyrhiza*. V submerzní vrstvě dosahuje velké pokryvnosti *Ceratophyllum demersum*, přítomno bývá i *C. submersum*, *Myriophyllum verticillatum* a některé druhy rdestů (*Potamogeton* spp.). Do porostů v mělčí vodě mohou vstupovat i druhy rákosin. V porostech této asociace se zpravidla vyskytuje 2–5 druhů cévnatých rostlin na ploše 4–16 m^2.

Stanoviště. *Nymphaeetum albae* se u nás váže především na stojaté aluviální vody, jako jsou mrtvá ramena a tůně, vzácně je lze nalézt i v rybnících a v řekách s pomalu tekoucí vodou. Na rozdíl od předchozí asociace vyžaduje toto společenstvo vyrovnanější vodní režim. Nesnáší přílišné kolísání výšky vodního sloupce ani výrazné proudění, a proto se nevyskytuje v rychleji tekoucích vodách ani tůních, které pravidelně, byť krátkodobě vysychají (Rodwell 1995, Oťaheľová in Valachovič et al. 1995: 153–179). Stanoviště jsou plně osluněná nebo mírně zastíněná. Nádrže jsou zpravidla v pokročilejším stadiu zazemnění, s vrstvou organogenního bahna na dně. Společenstvo se nachází nejčastěji ve vodách o hloubce 50–100 cm, ze zahraničí je uváděno až z hloubek 2 m (Rodwell 1995). Vody s výskytem této vegetace jsou většinou mezotrofní nebo eutrofní. Podle údajů ze zahraničí se jejich pH pohybuje v rozmezí 7,0–9,3, zatímco pH substrátu je poněkud nižší. Obsah živin ve vodě se zpravidla pohybuje v širokém rozmezí, např. obsah iontů NH_4^+ kolísá v rozmezí 0,1–1 $mg.l^{-1}$, PO_4^{3-} 0–1,2 $mg.l^{-1}$ a Ca^{2+} 5–70 $mg.l^{-1}$, podobně je tomu i u substrátu (Szańkowski & Kłosowski 1999, Pełechaty & Kałuska 2003). Ekologická amplituda společenstva je pravděpodobně ještě širší, neboť zmiňované studie proběhly na jednom typu stanoviště. Některými autory (např. Pott 1995) je společenstvo uváděno i z dystrofních vod.

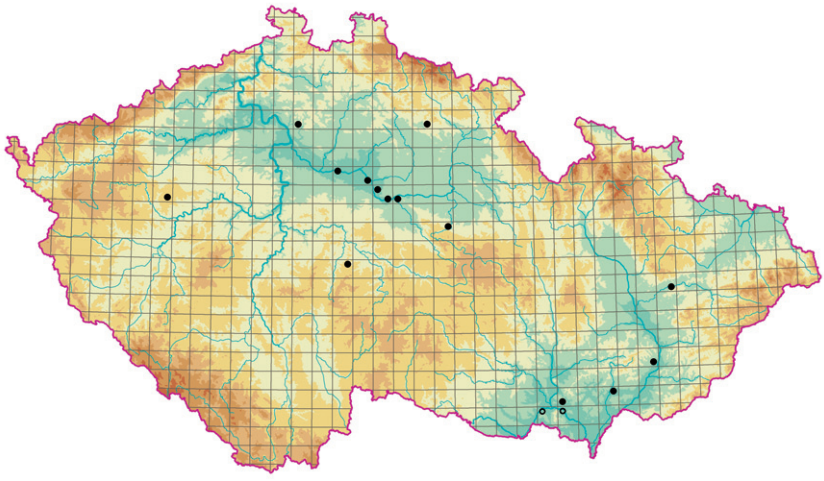
Dynamika a management. Společenstvo je přirozeným článkem sukcese mezotrofních a eutrofních vod v nivách velkých nížinných toků. Sukcesně navazuje na některá společenstva svazů *Potamion* (Oťaheľová in Valachovič et al. 1995: 153–179) nebo na asociaci *Nymphaeo albae-Nupharetum luteae*, přičemž obsazuje mělčí tůně a mrtvá ramena v pokročilejší fázi zazemnění. Dále v sukcesi následují společenstva třídy *Lemnetea* a *Phragmito-Magno-Caricetea*. Stanoviště asociace *Nymphaeetum albae* byla nejvíce postižena regulacemi vodních toků v průběhu 20. století. Společenstvo se vyznačuje velkou produkcí biomasy, a tím přispívá k rychlému zazemňování (Koch 1926, Oťaheľová in Valachovič et al. 1995: 153–179). Po omezení záplav se tento proces ještě urychlil, mělké tůně trpí nedostatkem vody a omezila se i tvorba nových stanovišť. Kvůli těmto změnám v druhé polovině 20. století společenstvo z většiny dřívějších lokalit vymizelo, mimo jiné i proto, že na rozdíl od stulíkových porostů asociace *Nymphaeo albae-Nupharetum luteae* jen výjimečně osídluje vodní toky (u nás zřejmě jen Labe; Rydlo 2007b). Ačkoli i v minulosti bylo *Nymphaeetum albae* pravděpodobně vzácnější než ekologicky plastičtější *Nymphaeo albae-Nupharetum luteae*, dnes je rozdíl v četnosti výskytu mnohem výraz-

nější (Rydlo 2005a). Pro udržení této vegetace je nezbytné občasné odstranění části sedimentů na dně nádrže. Takový zásah však nelze provést celoplošně. Důležité je rovněž zajištění vyrovnaného vodního režimu, což je však v regulovaných říčních nivách obtížné. Na některých místech byly do aluviálních vod vysazeny hybridní lekníny běžně pěstované v zahradních nádržích, které jsou odolnější než *Nymphaea alba*. Jejich případné křížení s tímto druhem nebylo doloženo, neboť výsadby byly prováděny do nádrží, kde se žádné lekníny nevyskytovaly. Tito kříženci by však mohli způsobit genetickou korozi původních populací *N. alba*, a proto je žádoucí porosty leknínů nejasného původu omezovat.

Rozšíření. Tato asociace je, stejně jako dominantní druh *Nymphaea alba*, rozšířena v temperátní zóně Evropy včetně Středomoří, na severu zasahuje vzácně až do zóny boreální. Ostrůvkovitý výskyt asociace je možný i v západní Asii a severní Africe (Meusel et al. 1965). V některých zemích není odlišována od asociace *Nymphaeo albae-Nupharetum luteae*. Dosud byla doložena z Pyrenejského poloostrova (Ninot et al. 2000, Rivas-Martínez et al. 2001), Francie (Julve 1993, Ferrez et al. 2009), Velké Británie (Spence in Burnett 1964: 306–425, Rodwell 1995), Nizozemska (Schipper et al. in Schaminée et al. 1995: 65–108), Německa (Pott 1995, Görs in Oberdorfer 1998: 108–118, Rennwald 2000, Schubert et al. 2001a, Hilbig in Schubert et al. 2001b: 225–238, Berg et al. in Berg et al. 2004: 102–113), Rakouska (Schratt in Grabherr & Mucina 1993: 55–78), Itálie (Bolpagni et al. 2003, Tomaselli et al. 2006), Polska (Tomaszewicz 1979, Matuszkiewicz 2007), Slovenska (Oťaheľová in Valachovič et al. 1995: 153–179), Maďarska (Borhidi 2003), Rumunska (Popescu & Coldea in Coldea 1997: 36–53), Srbska (Kojić et al. 1998, Lakušić et al. 2005), Chorvatska (Ranđelović et al. 1993), Bosny a Hercegoviny (Jasprica & Carić 2002), Albánie (Ruci et al. 2000), Bulharska (Tzonev et al. 2009), Řecka (Dimopoulos et al. 2005), Ukrajiny (Dubyna 2006), Litvy (Balevičienė & Balevičius 2006), jižní Skandinávie (Dierßen 1996) a Astrachaňské oblasti a podhůří Jižního Uralu v evropské části Ruska (Korotkov et al. 1991, Jamalov et al. 2004). Údaje o výskytu této asociace mimo Evropu zatím nejsou



Obr. 41. *Nymphaeetum albae.* Porost leknínu bílého (*Nymphaea alba*) v Labi u Klavar na Kolínsku. (J. Rydlo jun. 2007.)
Fig. 41. A stand of *Nymphaea alba* in the Labe river near Klavary, Kolín district, central Bohemia.



Obr. 42. Rozšíření asociace VBA02 *Nymphaeetum albae.*
Fig. 42. Distribution of the association VBA02 *Nymphaeetum albae.*

k dispozici. V České republice se dříve vyskytovala roztrouseně v nivách větších nížinných řek, kde však v současnosti existuje už jen několik lokalit. Byla zjištěna v aluviálních vodách ve středním Polabí (Husák & Rydlo 1985, Rydlo 2002, 2005a, 2007b, 2008b), dolním Podyjí (Vicherek 1960, Fiala 1964) a Pomoraví (Petrová 2005), z rybníků je doložena na Rakovnicku (Rydlo 2007d), Kokořínsku (Husák & Rydlo 1985), Jičínsku (Rydlo 1979), Vlašimsku (Pešout 1996), Chrudimsku (Šafářová, nepubl.), Hodonínsku (Krátký, nepubl.) a od Lipníka nad Bečvou (Filippovová, nepubl.). Z dalších známých lokalit chybějí fytocenologické snímky. Výskyty na některých místech, zejména v zámeckých rybnících, pravděpodobně pocházejí z výsadeb.

Hospodářský význam a ohrožení. Tato vegetace nebyla nikdy přímo hospodářsky využívána, má však velký význam pro zachování biodiverzity a tradičního rázu lužní krajiny. Na porosty této asociace je vázáno mnoho druhů bezobratlých, kteří slouží jako potrava ryb (Kuczyńska-Kippen & Nagengast 2006), ale rozsáhlé porosty jsou pro rybniční hospodaření nepříznivé. Vzhledem k vzácnosti této asociace je však její vliv na rybářství zanedbatelný. Dominantní druh *Nymphaea alba* byl v minulosti využíván v lidovém léčitelství, jeho oddenky sloužily k vydělávání kůží a díky vysokému obsahu škrobu i jako potravina v dobách nouze, zatímco semena se někdy využívala jako náhražka kávy (Mabberley 1996, Hejný in Hejný 2000a: 82–83). Asociace je ohrožena především silnou eutrofizací a úbytkem aluviálních vod, ať už v důsledku jejich přímého ničení, nebo přirozeného zanášení sedimenty.

Nomenklatorická poznámka. Původní popis této asociace (Vollmar 1947) obsahuje jako diagnostický a dominantní taxon *Nymphaea alba* var. *minor*. Tento taxon je některými fytocenology odlišován od ostatních populací druhu *N. alba* na základě drobných listů a výskytu v oligotrofních a dystrofních vodách chladnějších oblastí, např. v Alpách a některých oblastech Německa a Polska. Většina taxonomů však tuto varietu nerozlišuje, neboť druh *N. alba* je morfologicky velmi proměnlivý (Tomšovic in Hejný et al. 1988: 355–363) a pravděpodobně jde o ekomorfózu v prostředí s nedostatkem živin. Proto zde nepoužíváme jméno *Nymphaeetum minoris*, nýbrž *Nymphaeetum albae*. V souladu se zde použitou metodikou by zřejmě bylo možné rozlišit pro tuto asociaci dvě varianty lišící se spektrem průvodních druhů, a to mezotrofní až eutrofní variantu a dystrofní variantu. U nás však porosty *Nymphaea alba* s druhy dystrofních vod dosud nebyly zjištěny. Potenciálně správným jménem této asociace by bylo *Myriophyllo verticillati-Nupharetum* Hueck 1931, jehož originální diagnóza obsahuje čtyři snímky, v nichž ve třech dominuje *Nymphaea alba* a v jednom je vyrovnaná pokryvnost druhů *Nuphar lutea* a *Nymphaea alba*. Toto jméno,

obsahující v názvu *Nuphar lutea*, ale použité pro asociaci s dominantním *Nymphaea alba*, by bylo zavádějící, a proto navrhujeme konzervaci jména *Nymphaeetum albae* Vollmar 1947.

■ **Summary.** This association includes aquatic vegetation dominated by *Nymphaea alba*, which is often accompanied by *Nuphar lutea*. It is confined to mesotrophic to eutrophic oxbows and alluvial pools with limited fluctuations of the water table, which are usually 50–100 cm deep. It does not occur in flowing water. In the terrestrialization successional series it replaces vegetation of submerged macrophytes and significantly contributes to water body filling by its high biomass production. In the Czech Republic it used to be distributed in the floodplains of lowland rivers, but it significantly declined due to river regulations in the last decades.

VBA03
Nymphaeetum candidae Miljan 1958
Vegetace mezotrofních vod chladnějších oblastí s leknínem bělostným

Tabulka 3, sloupec 3 (str. 117)

Orig. (Miljan 1958): *Nymphaeetum candidae*
Syn.: *Potamo natantis-Nymphaeetum candidae* Hejný 1948 ms. (§ 1), *Potamo natantis-Nymphaeetum candidae* Hejný et Husák in Dykyjová et Květ 1978

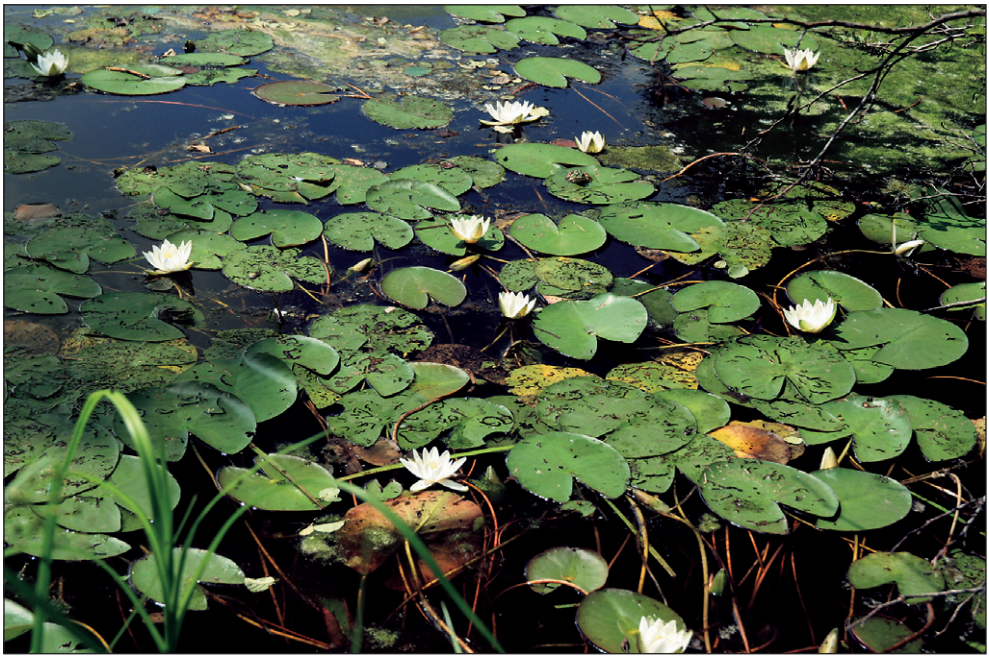
Diagnostické druhy: *Nuphar lutea*, ***Nymphaea candida***, *Potamogeton natans*
Konstantní druhy: *Lemna minor*, ***Nymphaea candida***, *Potamogeton natans*
Dominantní druhy: ***Nymphaea candida***, ***Potamogeton natans***

Formální definice: *Nymphaea candida* pokr. > 25 % NOT *Nuphar lutea* pokr. > 25 %

Struktura a druhové složení. Strukturu společenstva určuje dominantní leknín bělostný (*Nymphaea candida*), jehož na hladině plovoucí listy často vytvářejí rozsáhlé, avšak ne zcela zapojené porosty. V natantní vrstvě se pravidelně vyskytuje také *Potamogeton natans*, běžné jsou i drobné pleustofyty, zejména *Lemna minor*, a v teplejších oblastech do porostů vstupuje i *Nuphar lutea*. Submerzní vrstva bývá zpravidla vyvinuta slabě nebo chybí. Tvoří ji některé rdesty (např. *Potamogeton acutifolius* a *P. crispus*), lakušníky (*Batrachium* spp.) a další ponořené makrofyty. V rámci třídy *Potametea* jde o druhově chudé až středně bohaté společenstvo, zpravidla s 3–5 druhy cévnatých rostlin na ploše 4–16 m^2.

Stanoviště. U nás se tato vegetace vyskytuje v extenzivně obhospodařovaných rybnících a stojatých aluviálních vodách, vzácně i v klidných úsecích toků od nížin do podhorského stupně, mimo naše území i v jezerech. Optimum výskytu má na rozdíl od asociace *Nymphaeetum albae* spíše v chladnějších a vlhčích oblastech, u nás od pahorkatin výše. Výjimkou je střední Polabí, kde se *Nymphaeetum candidae* vyskytuje podobně jako *Nymphaeetum albae* a *Nymphaeo albae-Nupharetum luteae* přímo v Labi (Rydlo 2007b) a dříve bylo známo i z labských tůní (Černohous & Husák 1986, Rydlo 2005a). Nesnáší vyschnutí substrátu, v teplejších oblastech proto osídluje hlavně hlubší nádrže nebo říční tišiny, kde je i v létě dostatek vody. V podhorských oblastech lze tuto vegetaci nalézt i ve vodách s letní hloubkou kolem 20–30 cm. Stanoviště bývají plně osluněná až polostinná. Dno je zpravidla jílovité, hlinité nebo písčité, na povrchu většinou s vrstvou organogenního, často rašelinného bahna. Tato vegetace má optimum v živinami chudých vodách, osídluje však spektrum stanovišť od oligomezotrofních a dystrofních až po slabě eutrofní. Přesnějších údajů o chemismu vody bylo od nás uveřejněno velmi málo, k substrátu nejsou k dispozici vůbec. Podle měření na třech lokalitách v jižních a východních Čechách se pH vody pohybovalo v rozmezí 6,0–7,3 (Černohous & Husák 1986, Hejný, nepubl.). Dusík ve vodě převažoval v amonné formě a jeho obsah byl poměrně velký, zatímco obsah iontů PO_4^{3-} malý. Tyto hodnoty jsou v souladu s údaji z Polska, s výjimkou pH vody, které dosahovalo až hodnoty 9. Nejčastější však byly hodnoty v rozsahu 6,0–7,0 (Tomaszewicz 1979, Szańkowski & Kłosowski 1999, Spałek 2008).

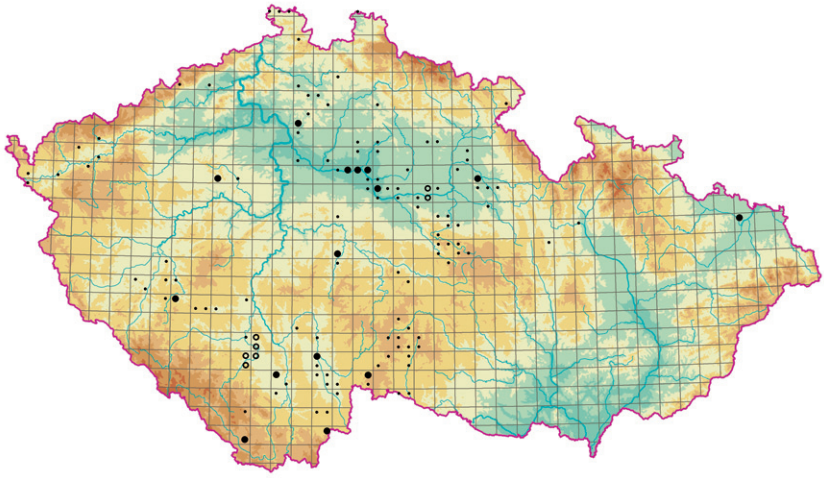
Dynamika a management. Toto společenstvo je přirozeným článkem sukcese v kyselých oligomezotrofních vodách. Může se objevit již v počátečním stadiu sukcese, kdy dno tvoří minerál-



Obr. 43. *Nymphaeetum candidae*. Porost leknínu bělostného (*Nymphaea candida*) v Hejškově rybníce u Nových Hradů na Českobudějovicku. (Z. Otýpková 2006.)
Fig. 43. A stand of *Nymphaea candida* in Hejškův fishpond near Nové Hrady, České Budějovice district, southern Bohemia.

ní substrát bez vrstvy organického sedimentu. V přirozených podmínkách, zejména v jezerech, probíhá sukcese velmi pomalu a asociace je zde dlouhodobě stabilní. S postupným zazemňováním se objevují rákosiny, zejména asociace *Equisetetum fluviatilis* a *Phragmitetum australis*. Ty zpočátku tvoří s porosty asociace *Nymphaeetum candidae* mozaiku, se snižující se hloubkou vody je však pomalu vytlačují. V eutrofních nádržích je vývoj poněkud odlišný. V sukcesi se uplatňuje větší soubor druhů a společenstev včetně porostů pleustofytů třídy *Lemnetea*. K eutrofizaci může sice, např. v říčních nivách, dojít i přirozenou cestou ještě před zazemněním nádrže, mnohé výskyty asociace v eutrofních rybnících jsou však zjevně pozůstatkem z období před silným zvýšením trofie prostředí. V minulosti byla u nás tato asociace běžným typem vodní makrofytní vegetace téměř po celém území státu s výjimkou jižní Moravy a Karpat. K jejímu většímu rozšíření přispělo zakládání rybníků. Po intenzifikaci rybničního hospodaření ve 20. století společenstvo výrazně ustoupilo a zachovalo se především v lesních rybnících a oblastech s menší intenzitou zemědělské výroby. Zrychlené zazemňování a velký obsah živin v sedimentech zřejmě přispěly k ústupu této vegetace i ze stojatých vod v aluviích. Řešením by mohlo být šetrné odstranění sedimentů, tak, aby zůstala zachována semenná banka na dně nádrží. Kromě těchto jednorázových zásahů, které se provádějí v intervalu několika desetiletí, je management této vegetace převážně bezzásahový. Protože druh *Nymphaea candida* je citlivý k letnění rybníků a jejich zimování nasucho (Černohous & Husák 1986), na lokalitách s výskytem jeho porostů by měly být tyto praktiky omezeny. Společenstvo ustupuje také při opakovaném intenzivním mechanickém narušování, např. vlnobitím, které vzniká při průjezdu lodí. U nás byl takový ústup doložen v úseku Labe mezi Chvaleticemi a Mělníkem během období lodní dopravy uhlí, po jejím skončení však společenstvo opět regenerovalo (Rydlo 2007b).

Rozšíření. Na rozdíl od *Nymphaea alba* je *N. candida* rozšířena v chladnějších oblastech s kontinentálním klimatem a jen ojediněle zasahuje do severní části Středomoří a atlantské západní Evropy (Meusel et al. 1965, Hultén & Fries 1986).



Obr. 44. Rozšíření asociace VBA03 *Nymphaeetum candidae*; existující fytocenologické snímky dávají dosti neúplný obraz skutečného rozšíření této asociace, proto jsou malými tečkami označena místa s výskytem diagnostického druhu *Nymphaea candida* podle floristických databází.

Fig. 44. Distribution of the association VBA03 *Nymphaeetum candidae*; available relevés provide an incomplete picture of the actual distribution of this association, therefore the sites with occurrence of its diagnostic species, *Nymphaea candida*, according to floristic databases, are indicated by small dots.

To se odráží i v celkovém areálu asociace *Nymphaeetum candidae*, který zaujímá hlavně severní, střední a východní Evropu, odkud zasahuje až na západní Sibiř. V jižní a jihovýchodní Evropě tato asociace pravděpodobně zcela chybí. Je udávána ze Skandinávie (Dierßen 1996), Nizozemska (Schipper et al. in Schaminée et al. 1995: 65–108), Německa (Doll 1991b, Pott 1995, Rennwald 2000, Hilbig in Schubert et al. 2001b: 225–238), Polska (Tomaszewicz 1979, Matuszkiewicz 2007), Ukrajiny (Dubyna 2006), Litvy (Balevičienė & Balevičius 2006), Lotyšska (Jermacāne & Laiviņš 2001), Estonska (Miljan 1958) a z východní poloviny evropské části Ruska (Korotkov et al. 1991, Teterjuk & Solomešč 2003, Jamalov et al. 2004). Někdejší výskyt asociace v Rakousku, kde je *Nymphaea candida* řazena mezi vyhynulé druhy, je sporný (Schratt in Grabherr & Mucina 1993: 55–78). Mimo Evropu existuje pouze údaj ze západní Sibiře (Kiprijanova 2000), kde je však tato asociace asi poměrně hojná, a z Mongolska (Hilbig 2000b). Z České republiky je asociace hojněji doložena z toku Labe a vzácně i z aluviálních tůní ve středním Polabí (Husák & Rydlo 1985, Černohous & Husák 1986, Rydlo 2007b, 2008b) a z rybníků ve východních Čechách (Černohous & Husák 1986), historické údaje existují i z Vodňanska a Protivínska (Hejný & Husák in Dykyjová & Květ 1978: 23–64, Hejný, nepubl.). Větší počet lokalit se dosud zachoval i na Třeboňsku, a to v rybnících i starých ramenech v nivě Lužnice, k dispozici je však pouze jediný fytocenologický snímek (J. Navrátilová, nepubl.). Dále bylo *Nymphaeetum candidae* zaznamenáno na Klatovsku (Krátký, nepubl.), Rakovnicku (Rydlo, nepubl.), Kokořínsku (Husák & Rydlo 1985), Vlašimsku (Pešout 1996), Českobudějovicku (Vydrová et al. 2009), Šumavě (Šumberová, nepubl.), v podhůří Novohradských hor (Černý & Husák 2004), na Novobystřicku (Boublík, nepubl.) a Ostravsku (Prymusová 2001). Porosty této asociace na Dokesku jsou doloženy pouze snímky, v nichž *Nymphaea candida* dosahuje malé pokryvnosti (Neuhäusl & Neuhäuslová 1965, Stančík 1995, Turoňová & Rychtařík 2000), a proto nejsou zobrazeny v mapě. Společenstvo zcela schází a pravděpodobně se nikdy nevyskytovalo na jižní a střední Moravě a v Karpatech, kde chybí druh *N. candida* (Tomšovic in Hejný et al. 1988: 355–363).

Variabilita. Vnitřní variabilita této asociace je malá. Lze však rozlišit porosty z živinami chudších vodních nádrží v chladnějších oblastech, v nichž se konstantně a s větší pokryvností vyskytuje *Pota-*

Tabulka 3. Synoptická tabulka asociací vegetace mohutných vzplývavých vodních rostlin (třída *Potametea*, část 1: *Nymphaeion albae*).
Table 3. Synoptic table of the associations of vegetation of large aquatic plants with leaves floating on the water surface (class *Potametea*, part 1: *Nymphaeion albae*).

1 – VBA01. *Nymphaeo albae-Nupharetum luteae*
2 – VBA02. *Nymphaeetum albae*
3 – VBA03. *Nymphaeetum candidae*
4 – VBA04. *Nupharetum pumilae*
5 – VBA05. *Trapetum natantis*
6 – VBA06. *Nymphoidetum peltatae*
7 – VBA07. *Potamo natantis-Polygonetum natantis*

Sloupec číslo	1	2	3	4	5	6	7
Počet snímků	151	21	22	8	12	22	87
Nymphaeo albae-Nupharetum luteae							
Nuphar lutea	100	29	27	.	.	5	1
Nymphaeetum albae							
Nymphaea alba	1	100	.	.	.	5	.
Nymphaeetum candidae							
Nymphaea candida	4	.	100	.	.	9	1
Potamogeton natans	5	5	41	13	8	18	2
Nupharetum pumilae							
Nuphar pumila	.	.	.	100	.	.	.
Elodea canadensis	6	.	9	63	.	5	2
Utricularia australis	1	10	18	38	.	9	3
Sparganium emersum	11	5	9	38	.	.	.
Trapetum natantis							
Trapa natans	.	.	.	.	100	9	.
Salvinia natans	.	.	.	.	17	.	.
Najas marina	1	.	5	.	17	.	.
Spirodela polyrhiza	36	33	32	13	58	23	13
Nymphoidetum peltatae							
Nymphoides peltata	.	.	.	.	.	100	.
Potamo natantis-Polygonetum natantis							
Persicaria amphibia	1	5	18	.	8	14	100
Ostatní druhy s vyšší frekvencí							
Lemna minor	50	52	59	38	67	45	24
Ceratophyllum demersum	15	24	14	13	17	23	3
Lemna trisulca	3	29	5	.	.	5	1

mogeton natans a několik druhů ponořených makrofytů, a porosty z nížinných vod o vyšší trofii, do nichž často zasahují druhy *Nuphar lutea*, *Sagittaria sagittifolia* a v nichž větší pokryvnosti dosahuje *Spirodela polyrhiza*.

Hospodářský význam a ohrožení. Tato vegetace nemá přímé hospodářské využití. Její význam spočívá především v zachování biodiverzity vodních makrofytů a na ně vázaných bezobratlých i obratlovců. V rybnících poskytuje rybám úkryt před predátory, zejména rybožravými ptáky, a napomáhá rozmnožení přirozené potravy ryb. Tato asociace je ohrožena především eutrofizací vod a zvyšováním jejich pH v důsledku intenzivního hnojení a vápnění rybníků, splachů živin z okolních pozemků a depozice atmosférického dusíku. V říčních aluviích je největším nebezpečím rychlé zazemňování a vysychání, případně přímé ničení stojatých vod. Výskyty v Labi mohou být ohroženy vlnobitím při velké frekvenci lodní dopravy a úpravami břehů a říčního koryta.

■ **Summary.** This association includes open stands of *Nymphaea candida*, which occur in oligo-mesotrophic to slightly eutrophic, in places also dystrophic water. It is most common in fishponds with low-intensity management and alluvial water bodies in colline to submontane landscapes. It does not tolerate complete drainage of the water body. Vegetation with *N. candida* is a component of natural successional series in water bodies, however, succession in oligo-mesotrophic water bodies is rather slow. In the Czech Republic, localities of this vegetation type are scattered mainly at mid-altitudes of the Bohemian Massif, but it also occurs in the floodplain of the middle Labe river.

VBA04
Nupharetum pumilae Miljan 1958
Vegetace oligomezotrofních vod se stulíkem malým

Tabulka 3, sloupec 4 (str. 117)

Orig. (Miljan 1958): *Nupharetum pumili*
Syn.: *Nupharetum pumilae* Oberdorfer 1957 prov. (§ 3b), *Nupharetum pumilae* Oberdorfer ex Müller et Görs 1960

Diagnostické druhy: ***Elodea canadensis***, ***Nuphar pumila***, *Sparganium emersum*, *Utricularia australis*
Konstantní druhy: *Elodea canadensis*, ***Nuphar pumila***
Dominantní druhy: ***Elodea canadensis***, ***Nuphar pumila***

Formální definice: *Nuphar pumila* pokr. > 25 %

Struktura a druhové složení. Jde o druhově velmi chudé společenstvo, v němž se vedle dominantního a diagnostického stulíku malého (*Nuphar pumila*) vyskytuje zpravidla jen jeden nebo dva další druhy vodních makrofytů. Patří k nim některé ponořené rdesty (např. *Potamogeton obtusifolius*), bublinatky (např. *Utricularia australis*) a další druhy vázané na živinami chudší kyselé vody. Výskyt druhu *Ceratophyllum demersum* již indikuje eutrofizaci stanoviště a možný ústup společenstva. Porosty zpravidla dosahují pokryvnosti přibližně 60–90 %. Na rozdíl od většiny ostatních makrofytních společenstev s výraznou dominantou v natantní vrstvě (např. *Nymphaeo albae-Nupharetum luteae*) je druhová chudost asociace podmíněna spíše omezeným množstvím živin než nedostatkem světla pod vodní hladinou. V porostech této asociace na našich lokalitách se zpravidla vyskytuje 2–5, někdy až 8 druhů cévnatých rostlin na ploše 4–20 m^2.

Stanoviště. Tato vegetace se vyskytuje v extenzivně využívaných rybnících, mrtvých ramenech horních toků řek a mimo naše území i v jezerech. Vodní nádrže jsou zpravidla osluněné, s vrstvou organogenního, nejčastěji rašelinného bahna na dně. Optimální podmínky pro svůj výskyt nachází tato asociace v oligomezotrofních až mezotrofních vodách. Společenstvo přežívá i při určitém stupni eutrofizace (Kozlowski & Eggenberg 2005). Podrobnější údaje k chemismu vody a substrátu byly publikovány z Polska (Szańkowski & Kłosowski 1999). Podle nich se společenstvo vyvíjí ve vodách s minimálním obsahem iontů SO_4^{2-}, Na^+, K^+ a Ca^{2+}, avšak velkým obsahem NO_3^-. Rovněž substrát je zpravidla chudý sodíkem a vápníkem. Z toho je zřejmé, že se společenstvo vyhýbá oblastem vápnitých hornin a nádržím s přirozeně nebo antropogenně vyšším obsahem jednomocných solí. Lze však předpokládat i klimatické omezení, neboť toto společenstvo, podobně jako *Nymphaeetum can-*

didae, osídluje chladnější a vlhčí oblasti a je citlivé k letnímu vyschnutí substrátu. Hejný & Husák (in Dykyjová & Květ 1978: 23–64) poukazují na ústup společenstva při ponechání rybníků bez vody přes zimu. Pozorování z jedné naší rybniční lokality však ukazují, že mrazivou zimu společenstvo přežívá na obnaženém bahně velmi dobře a zřejmě může být dokonce posíleno vyklíčením semenáčků na jaře (Zvonař, nepubl.).

Dynamika a management. Historické údaje o výskytu této asociace a druhu *Nuphar pumila* jsou u nás vzácné (Hejný et al. 1982b). Společenstvo sice osídlilo i rybníky, ale na rozdíl od jiných oligotrofních typů vodní vegetace zde pravděpodobně nebylo příliš časté ani před intenzifikací rybničního hospodaření ve 20. století. Podobná situace je popisována i z dalších zemí západní, střední a jižní Evropy, kde je tato vegetace glaciálním reliktem (Kozlowski & Eggenberg 2005). Porosty s *N. pumila* se objevují teprve v pokročilejších stadiích sukcese mělkých vod o nižší trofii, kdy se na dně hromadí rašelinné bahno. Rybníky s takovými podmínkami jsou u nás vzácné, případně se vhodný substrát vyskytuje v hlubokých částech rybníka, nevhodných pro uchycení vodních makrofytů. Z mnoha lokalit u nás i v zahraničí asociace vymizela vlivem eutrofizace a konkurence makrofytní vegetace lépe přizpůsobené na tyto podmínky. Management této vegetace je obtížný, neboť spočívá v ochraně vodních nádrží před znečištěním, k němuž může dojít i vlivem atmosférického spadu nebo splachu živin a toxických látek z okolních pozemků. Ve vodách bohatých živinami je vhodné sledovat stav ostatní makrofytní vegetace a případně ji omezovat ve prospěch druhu *N. pumila*.

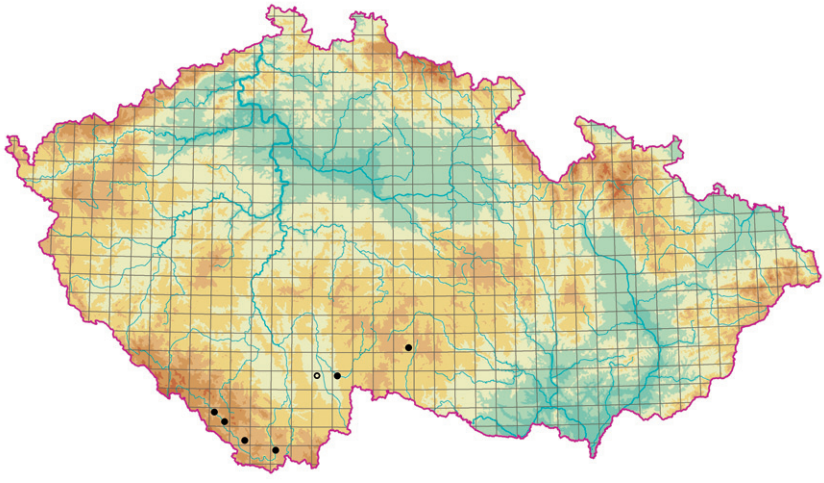
Rozšíření. Pro *Nuphar pumila* se udává eurosibiřské rozšíření, přičemž nejčastěji se vyskytuje v boreální oblasti Evropy a temperátní zóně Asie.

Obr. 45. *Nupharetum pumilae.* Porost stulíku malého (*Nuphar pumila*) v Pláničském rybníce u Černé v Pošumaví na Českokrumlovsku. (K. Šumberová 2008.)

Fig. 45. A stand of *Nuphar pumila* in Pláničský fishpond near Černá v Pošumaví, Český Krumlov district, southern Bohemia.

Vzácné výskyty druhu ve střední Evropě jsou považovány za relikt z pozdního glaciálu (Meusel et al. 1965, Kozlowski & Eggenberg 2005). Asociace je doložena z Francie (Julve 1993, Ferrez et al. 2009), Německa (Pott 1995, Görs in Oberdorfer 1998: 108–118, Rennwald 2000, Hilbig in Schubert et al. 2001b: 225–238, Berg et al. in Berg et al. 2004: 102–113), Švýcarska (Kozlowski & Eggenberg 2005), Rakouska (Schratt in Grabherr & Mucina 1993: 55–78), Polska (Tomaszewicz 1979, Matuszkiewicz 2007), Litvy (Balevičienė & Balevičius 2006), Lotyšska (Jermacāne & Laiviņš 2001), Estonska (Miljan 1958), Skandinávie (Dierßen 1996), severovýchodní části evropského Ruska (Teterjuk & Solomešč 2003), podhůří Jižního Uralu (Jamalov et al. 2004), západní Sibiře (Kiprijanova 2000, Taran & Tjurin 2006), Mongolska (Hilbig 2000b) a Japonska (Yoshioka in Numata 1974: 211–236, Tachibana & Ito 1980). Pravděpodobný je i výskyt v Číně (Fu & Wiersema 2001). V mnoha evropských zemích je pokládána za ohroženou a je možné, že některé výskyty již od doby uveřejnění posledních nálezů zanikly. V České republice se tato vegetace v minulosti vyskytovala na horním toku Vltavy na Šumavě, v Třeboňské pánvi a na Českomoravské vrchovině (Hejný in Moravec et al. 1995: 27–34). Nejbohatší porosty se zachovaly v mrtvých ramenech horní Vltavy mezi Volary a Želnavou na Šumavě (Bufková & Rydlo 2008), izolovaný výskyt byl zaznamenán i v mrtvém rameni u Nahořan jižně od Českého Krumlova (Šumberová, nepubl.). Z rybníků jsou fytocenologickými snímky doloženy dva výskyty v Třeboňské pánvi (rybník Velký Panenský, Hejný, nepubl., a rybník u Pístiny, Hejný et al. 1982b), které však již zanikly, a dosud existující výskyty v Doupském rybníce u obce Doupě v Jihlavských vrších (Chytrý, nepubl., Šumberová, nepubl.) a v rybníce Pláničský na Šumavě (Šumberová, nepubl.).

Hospodářský význam a ohrožení. Společenstvo je ohrožováno především eutrofizací vod v důsledku intenzivního hospodaření přímo ve vodách či na okolních pozemcích nebo v důsledku atmosférické depozice. Menší porosty na izolovaných lokalitách mohou být ohroženy i jinými faktory, např. přímým ničením člověkem nebo živočichy či vyschnutím nádrže. Na některých lokalitách s živinami bohatší vodou se *Nuphar pumila* vyskytuje společně s *N. lutea* a vznikají populace kříženců *N.* ×*intermedia*, které zpravidla přetrvávají i po ústupu *N. pumila*. Hybridizace bývá považována za jeden z ohrožujících faktorů druhu *N. pumila* a jeho vegetace. Hybridizace však může být jen jedním ze symptomů degradace stanoviště, při kterém je v eutrofním prostředí možné uchycení druhu *N. lutea* (Kozlowski & Eggenberg 2005). Introgresi genů *N. lutea* v populacích *N. pumila* a v důsledku toho i případné další oslabování populací *N. pumila* nelze vyloučit.



Obr. 46. Rozšíření asociace VBA04 *Nupharetum pumilae.*
Fig. 46. Distribution of the association VBA04 *Nupharetum pumilae.*

■ **Summary.** This association includes species-poor aquatic vegetation dominated by *Nuphar pumila*, occurring in oligo-mesotrophic to mesotrophic water bodies, especially fishponds with low-intensity management and oxbows in the floodplains of upper river courses. *Nuphar pumila* appears only in the advanced stages of terrestrialization, when the bottom is covered with organic sediment. This rare vegetation type occurs only in the upper Vltava floodplain in the Šumava Mountains and the Bohemian-Moravian Uplands. Historical records are also from the Třeboň Basin.

VBA05
Trapetum natantis Kárpáti 1963
Vegetace mělkých eutrofních vod teplých oblastí s kotvicí plovoucí

Tabulka 3, sloupec 5 (str. 117)

Orig. (Kárpáti 1963): *Trapetum natantis* nov. ass.
Syn.: *Trapo natantis-Nymphoidetum peltatae* Oberdorfer 1957 p. p. (§ 36, nomen ambiguum), *Trapetum natantis* Müller et Görs 1960 (fantom), *Trapa natans*-Bestände Müller et Görs 1960

Diagnostické druhy: *Najas marina*, *Salvinia natans*, *Spirodela polyrhiza*, ***Trapa natans***
Konstantní druhy: *Lemna minor*, *Spirodela polyrhiza*, ***Trapa natans***
Dominantní druhy: *Ceratophyllum demersum*, ***Trapa natans***

Formální definice: *Trapa natans* pokr. > 25 %

Struktura a druhové složení. Dominantou porostů je kotvice plovoucí (*Trapa natans*). Převážná část biomasy je soustředěna na vodní hladině, kde kotvice vytváří mohutné růžice kosníkovitých listů se ztlustlými řapíky vyplněnými aerenchymatickým pletivem. Pomocí dlouhého stonku porostlého ponořenými čárkovitými listy a později bohatě větvenými adventivními kořeny jsou rostliny ukotveny ve dně nádrže. V natantní vrstvě porostů se dále uplatňují zejména drobné pleustofyty, nejčastěji *Lemna minor*. Submerzní vrstva bývá vzhledem k velkému zápoji dominanty slabě vyvinuta a tvoří ji hlavně druhy, které dobře snášejí zástin, např. *Ceratophyllum demersum* a *Potamogeton pectinatus*. V porostech této asociace u nás bylo většinou zjištěno 3–6 druhů na ploše 4–50 m^2.

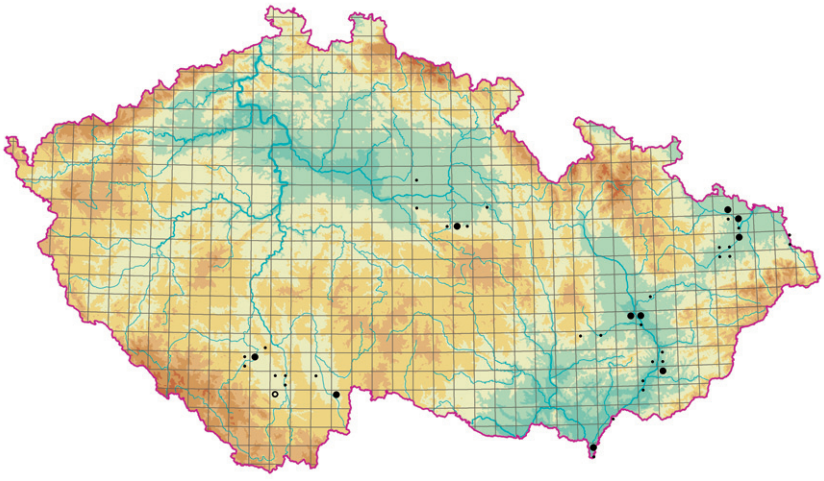
Stanoviště. *Trapetum natantis* osídluje stojaté až mírně tekoucí vody, u nás nejčastěji mrtvá říční ramena a rybníky. Stanoviště jsou zpravidla plně osluněná až mírně zastíněná. Dno je hlinité až jílovité, často se silnou vrstvou organogenního sedimentu. Společenstvo se vyskytuje ve vodách o hloubce 50–250 cm (Tomaszewicz 1979, Oťaheľová in Valachovič et al. 1995: 153–179). Snáší i výraznější pokles vody v nádrži nebo i její krátkodobé vyschnutí za předpokladu, že substrát úplně nevyschne. Vody s výskytem této asociace jsou eutrofní, přesnější údaje o chemismu se však v literatuře různí. Hejný (in Hejný 2000a: 108–109) uvádí výskyt druhu *Trapa natans* ve vodách chudých ionty Ca^{2+} a bohatých Mn^{2+}. V Polsku byl ve vodách s výskytem asociace *Trapetum natantis* zjištěn velký obsah celkového železa, iontů Ca^{2+}, K^+ a PO_4^{3-} a naopak nízký obsah NH_4^+; pH se pohybovalo v neutrální oblasti. Pro substrát na dně nádrží bylo zjištěno slabě kyselé pH, malý obsah Ca^{2+} a Na^+, ale velký obsah PO_4^{3-} a NO_3^- (Szańkowski & Kłosowski 1999). Je však nejisté, nakolik jsou tyto údaje přenositelné na naše území. Ve střední Evropě se tato asociace váže především na teplé nížiny a pahorkatiny. V oblastech s velmi teplými a suchými léty, kde mělké vody v létě zcela vysychají, je tato vegetace velmi vzácná nebo chybí.

Dynamika a management. Tato vegetace je přirozeným článkem sukcese mělkých eutrofních vod. *Trapa natans* je jednoletý druh, jehož výskyt je často efemérní. Díky tomu má *Trapetum natantis* někdy charakter pionýrské vegetace a může osídlit i vodní nádrže v raném stadiu vývoje bez organického sedimentu na dně (Oťaheľová in Valachovič et al. 1995: 153–179). Pokud se tato vegetace na lokalitě vyskytuje opakovaně, přispívá svou velkou produkcí biomasy k rychlému zazemňování nádrže. U nás se společenstvo v minulosti v některých oblastech často objevovalo v rybnících, dodnes se však zachovalo jen vzácně. Hnojení ani vápnění tuto vegetaci neovlivňují (Hejný & Husák in Dykyjová & Květ 1978: 23–64). Pravděpodobnými příčinami ústupu jsou narušování dna při silné obsádce tržního kapra, místy i vyhrnutí rybničních sedimentů spolu s diasporami. Společenstvo je rovněž citlivé k ponechání rybníka přes léto nebo přes zimu bez vody a k příliš časnému sečení porostů, např. již v červnu (Hejný & Husák in Dykyjová & Květ 1978: 23–64). Dominantní druh *Trapa natans* si udržuje dlouhodobou klíčivost semen,

Obr. 47. *Trapetum natantis*. Porost kotvice plovoucí (*Trapa natans*) v sádkách u Dolního Benešova na Opavsku. (K. Šumberová 2008.)
Fig. 47. A stand of *Trapa natans* in a fish storage pond near Dolní Benešov, Opava district, northern Moravia.

chráněných proti vlivům prostředí v dřevnatých plodech s ostrými hroty – ty zamezují pohybu plodů po dně a jejich zanesení do části nádrže s nepříznivými podmínkami, především velkou hloubkou vody. Klíčení semen a počáteční vývoj semenáčků může probíhat i v anoxickém prostředí (Menegus et al. 1992). Při vyschnutí nádrže však semena brzy ztrácejí klíčivost. Možnost regenerace populací ze semenné banky na dně je proto například v mělkých aluviálních vodách kvůli jejich častému periodickému vysychání omezená. Obnovu nebo další šíření populací však může podpořit přenos plodů mezi vodními nádržemi vodou, na tělech vodních ptáků nebo větších savců a s rybářským náčiním. Některé nové výskyty společenstva mají zjevně tento původ. Management této vegetace je převážně bezzásahový. V případě velkého nárůstu biomasy je s ohledem na další složky ekosystému nutné částečné omezení porostů kotvice.

Rozšíření. Dominantní druh této asociace, *Trapa natans*, se přirozeně vyskytuje v teplejších oblastech Eurasie a v Africe a byl zavlečen i do Severní Ameriky a Austrálie (Meusel et al. 1978, Casper & Krausch 1981, Hultén & Fries 1986). Podle paleoekologických nálezů byla *T. natans* v teplejších obdobích postglaciálu v Evropě mnohem častější a zasahovala až do Skandinávie (Hultén & Fries 1986, Pott 1995). *Trapetum natantis* je doloženo pouze z některých zemí Evropy a Asie, ačkoli se lze domnívat, že druh ve větší části svého areálu vytváří porosty přiřaditelné k této asociaci. Absence údajů souvisí hlavně s chybějícím fytocenologickým výzkumem v některých zemích a s nejednotným taxonomickým chápáním dominantního druhu. V Evropě je tato vegetace doložena z Francie (Corillion 1957, Ferrez et al. 2009), Německa (Pott 1995, Görs in Oberdorfer 1998: 108–118, Rennwald 2000, Schubert et al. 2001a, Hilbig in Schubert et al. 2001b: 225–238), Rakouska (Schratt in Grabherr & Mucina 1993: 55–78), Itálie (Tomaselli et al. 2006), Polska (Tomaszewicz 1979, Matuszkiewicz 2007), Slovenska (Oťaheľová in Valachovič et al. 1995: 153–179), Maďarska (Borhidi 2003), Chorvatska (Topić 1989), Albánie (Ruci et al. 2000, Mullaj et al. 2007), Srbska (Kojić et al.1998, Stevanović et



Obr. 48. Rozšíření asociace VBA05 *Trapetum natantis*; malými tečkami jsou označena místa s výskytem diagnostického druhu *Trapa natans* podle floristických databází.
Fig. 48. Distribution of the association VBA05 *Trapetum natantis*; small dots indicate occurrences of its diagnostic species, *Trapa natans*, according to floristic databases.

al. 2003, Lakušić et al. 2005), Bulharska (Tzonev et al. 2009), Rumunska (Popescu & Coldea in Coldea 1997: 36–53), Ukrajiny (Dubyna 2006) a dolního Povolží v evropské části Ruska (Korotkov et al. 1991). Z Asie byly publikovány údaje o výskytu vegetace s dominantní *Trapa natans* z Japonska (Tsuchiya & Iwaki 1983). V České republice je tato vegetace známa z jižních Čech, především z Vodňanska a Českobudějovicka, východních Čech a jižní, střední a severní Moravy (Hejný & Husák in Dykyjová & Květ 1978: 23–64). O některých výskytech je známo, že pocházejí z výsadeb, např. na Vodňansku (Jílek 1936, Podubský 1948), v požární nádrži v Kurovicích na Kroměřížsku a na lokalitách mimo nivu Moravy na Uherskohradišťsku (Hrabec, nepubl.). Fytocenologickými snímky je *Trapetum natantis* doloženo z rybníka Velká Okrouhlice u Vodňan (Šumberová, nepubl.), několika rybníků severozápadně od Českých Budějovic (Hejný, nepubl.), rybníka Nové Jezero u Lutové na Třeboňsku (J. Navrátilová, nepubl.), rybníka Farář u Bítovan v Železných horách (Černohous & Husák 1986), sádek v Dolním Benešově (Šumberová, nepubl.), rybníků Velký Vaček a Kačírek u Polanky nad Odrou (Sovík 2004), Štěpán mezi Hlučínem a Ostravou (Prymusová 2001) a dalších lokalit na Ostravsku (Koutecká 1980), rybníků Pod Hrází u Kojetína a Chropyňského u Chropyně (Krátký, nepubl., Otýpková, nepubl.), prostředního ze soustavy tří rybníků u Popovic na Uherskohradišťsku (Šumberová, nepubl.) a z oblasti soutoku Moravy a Dyje (Šumberová, nepubl.). Některé z těchto lokalit již zanikly, většinou jde však o recentní výskyty. Z mnoha historických i dosud existujících lokalit, např. z rybníků v okolí Hluboké nad Vltavou (Jílek 1936), však snímky chybějí.

Hospodářský význam a ohrožení. U nás toto společenstvo patří k vzácným typům vegetace a jako takové nemá přímé hospodářské využití. Je důležité pro zachování biodiverzity mokřadní vegetace i společenstev vodních bezobratlých, která jsou na tuto vegetaci vázána. V rybnících poskytuje *Trapetum natantis* úkryt rybám a zvyšuje přirozenou produkci rybí potravy (Hejný in Hejný 2000a: 108–109). Při masovém výskytu, zejména v extrémně teplých létech, však mohou porosty působit problémy v rybničním hospodaření, neboť zabraňují pronikání světla pod vodní hladinu a prokysličování vody i svrchní vrstvy sedimentu (Bartoli et al. 2004). Rovněž urychlují zanášení nádrží organickým bahnem. Již od pravěku se plody kotvice, tzv. vodní ořechy, sbíraly a výživná semena z nich získaná se jedla buď syrová, nebo různě upravená. Rovněž se používala jako krmivo pro prasata. Využití kotvice ve výživě lidí i zvířat

dosud přetrvává v zemích jihovýchodní Asie, kde se tento druh i pěstuje (Mabberley 1996, Goren-Inbar et al. 2002). Zřejmě i proto se kotvice značně rozšířila mimo svůj původní areál a v současnosti je v mnoha zemích považována za nebezpečný invazní druh (Lacoul & Freedman 2006a). Díky schopnosti akumulovat v sobě velké množství živin mohou být porosty *Trapa natans* využity při čištění vod (Bartoli et al. 2004).

■ **Summary.** This association is dominated by *Trapa natans*, an annual aquatic macrophyte rooted in the bottom, but producing most biomass on the water surface. It occurs in eutrophic water bodies such as oxbows and fishponds. Its occurrence can be ephemeral, but on sites with more permanent occurrence it significantly contributes to terrestrialization. Due to its edible seeds *T. natans* was probably introduced by humans to various areas outside its natural range. In the Czech Republic it occurs in southern and eastern Bohemia and lowland areas of Moravia.

VBA06 *Nymphoidetum peltatae* Bellot 1951

Vegetace mělkých stojatých vod teplých oblastí s plavínem štítnatým

Tabulka 3, sloupec 6 (str. 117)

Nomen mutatum propositum et nomen conservandum propositum (proti *Limnanthemo peltati-Potametum pectinati* Allorge 1921)

Orig. (Bellot 1951): Asociación de *Limnanthemum nymphoides* (*Limnanthemum nymphoides* = *Nymphoides peltata*)

Syn.: *Limnanthemo peltati-Potametum pectinati* Allorge 1921 (potenciální správné jméno), *Trapo natantis-Nymphoidetum peltatae* Oberdorfer 1957 p. p., *Nymphoidetum peltatae* Oberdorfer et Müller in Müller et Görs 1960, *Polygono-Nymphoidetum* van Donselaar et al. 1961

Diagnostické druhy: ***Nymphoides peltata***

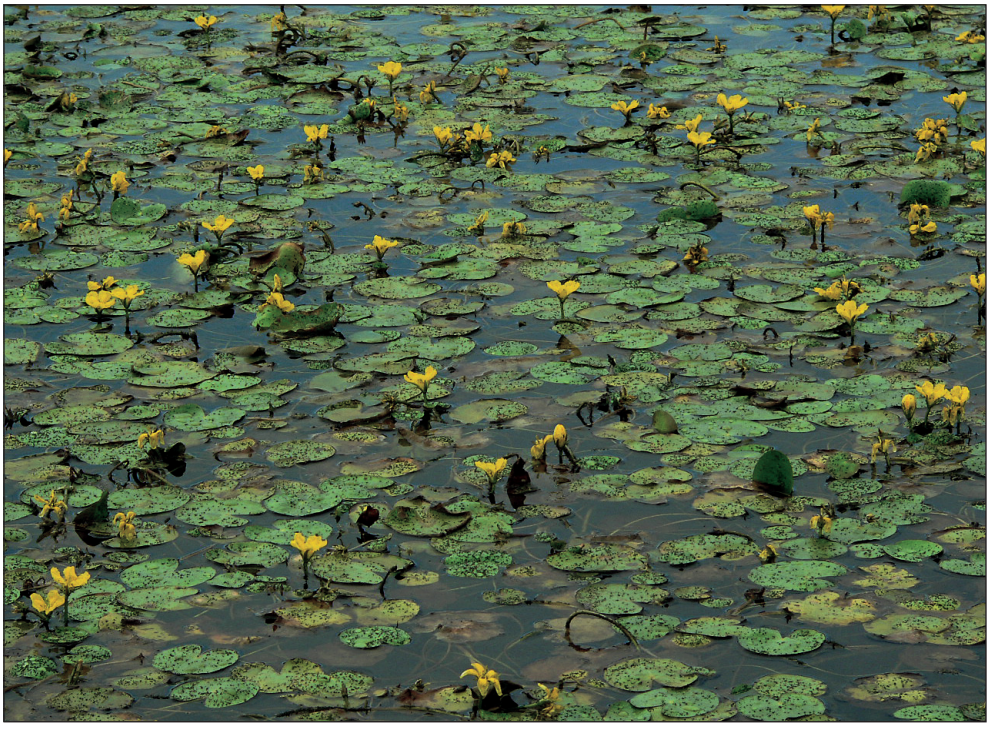
Konstantní druhy: *Lemna minor*, ***Nymphoides peltata***

Dominantní druhy: ***Nymphoides peltata***

Formální definice: *Nymphoides peltata* pokr. > 25 %

Struktura a druhové složení. V porostech této asociace dominuje plavín štítnatý (*Nymphoides peltata*). Rostliny jsou v substrátu dna ukotveny dlouhým oddenkem a z ponořeného stonku vyrůstají na dlouhých řapících malé okrouhlé listy, které plavou na hladině a dosahují pokryvnosti až 90 %. V létě plavín rozkvétá velkými žlutými květy a vytváří nápadný barevný aspekt. Jde o druhově chudou vegetaci, v jejíž natantní vrstvě se vedle dominanty uplatňují především drobné pleustofyty, např. *Lemna minor*. Submerzní vrstvu, je-li přítomna, tvoří především druhy snášející nedostatek světla, např. *Ceratophyllum demersum*, *Lemna trisulca* a *Myriophyllum spicatum*. Při vyschnutí vody v nádrži do porostů vstupují jednoleté druhy obnažených den. V porostech této asociace na našich lokalitách bylo zaznamenáno zpravidla 2–6 druhů na ploše 4–16 m^2.

Stanoviště. Tato vegetace se u nás v současnosti nachází téměř výhradně v rybnících, ačkoli v minulosti byly známy i četné výskyty v mrtvých ramenech a aluviálních tůních (Krátký 2007). Ze zahraničí existují rovněž údaje o výskytu v melioračních kanálech, klidných úsecích řek, přirozených jezerech, periodických mokřadech a rýžovištích. Stanoviště jsou plně osluněná až mírně zastíněná. Dno je nejčastěji jílovité, bez větší vrstvy organogenního sedimentu. U nás se *Nymphoidetum peltatae* vyskytuje nejčastěji ve vodách hlubokých 50–150 cm, dobře však snáší i letní nebo zimní vyschnutí vody v nádrži (Hejný & Husák in Dykyjová & Květ 1978: 23–64). V létě může dominantní druh tvořit terestrické formy na mokrém bahně. V současnosti se *Nymphoidetum peltatae* u nás vyskytuje pouze v eutrofních vodách, ačkoli může existovat i ve vodách mezotrofních (Oťaheľová in Valachovič et al. 1995: 153–179). Mezotrofní rybníky se však na našem území zachovaly pouze v chladnějších polohách, které jsou pro výskyt společenstva nepříznivé. Podrobné informace o chemismu vody a substrátu na lokalitách této vegetace u nás chybějí. Podle zahraničních pramenů je tato asociace vázána na vody o neutrálním až slabě alkalickém pH, s velkým obsahem iontů Na^+, K^+, Cl^-, NO_3^- a PO_4^{3-}. Substrát je chudý sírany a celkovým dusíkem a naopak bohatý ionty K^+, NO_3^- a PO_4^{3-} (Szańkowski & Kłosowski 1999). Pro rozvoj druhu *Nymphoides peltata* je rovněž nezbytný dostatečný přísun vápníku, což omezuje jeho výskyt v oblastech s nevápnitými horninami (Smits



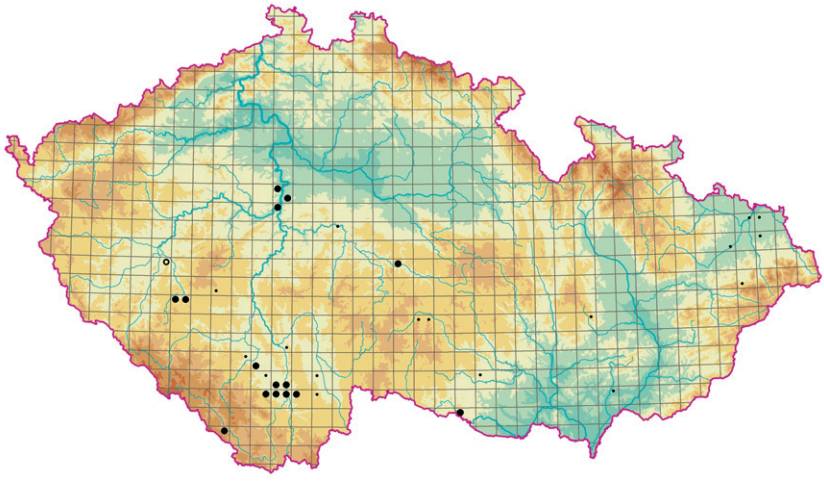
Obr. 49. *Nymphoidetum peltatae.* Porost plavínu štítnatého (*Nymphoides peltata*) v rybníce Nechvil u Čakova na Českobudějovicku. (K. Šumberová 2006.)
Fig. 49. A stand of *Nymphoides peltata* in Nechvil fishpond near Čakov, České Budějovice district, southern Bohemia.

et al. 1992). Tato vegetace je vázána na teplejší oblasti. U nás je historicky doložena pouze z nížin a teplých pahorkatin. Porosty v chladnějších oblastech často pocházejí z výsadeb, což je i případ nejvýše položeného výskytu společenstva v České republice u Nové Pece na Šumavě (730 m n. m.; Šumberová, nepubl.). Jako jedno z mála makrofytních společenstev zasahuje i do území s výrazně kontinentálním klimatem, což zřejmě souvisí s jeho značnou tolerancí k vyschnutí vodní nádrže i zasolení stanoviště.

Dynamika a management. Společenstvo je přirozenou vegetací mělkých eutrofních a mezotrofních vod, přičemž se objevuje již v raných stadiích sukcese, protože *Nymphoides peltata* k zakořenění ve dně vyžaduje pevnější minerální substrát. S postupnou sedimentací řídkého organického bahna se však vytrácí. Omezuje se i jeho schopnost regenerace ze semen převrstvených bahnem na dně vodní nádrže. K podobné situaci může dojít i při splachu ornice z okolních pozemků do vodní nádrže. Po odstranění sedimentů je však možná obnova populace ze semen usazených na dně nádrže i po několika letech. Pro klíčení semen je důležité, aby se nacházela na mokrém, nezaplaveném substrátu nebo v mělké vodě (Krátký 2007). V rybnících je proto k udržení a obnově populací nezbytné občasné snížení vodní hladiny. Nejlépe vyhovuje částečné letnění po část vegetačního období, které se dosud běžně praktikuje na plůdkových rybnících; právě v nich se nachází většina existujících porostů této asociace u nás. Semena *N. peltata* se díky drobným háčkům snadno šíří na nohou a peří vodních ptáků, takže druh má velký potenciál kolonizovat nová stanoviště. Jde o vytrvalý druh, který je však schopen výrazně se rozrůst a vykvést již v prvním roce po vyklíčení (Krátký 2007). Je možné i šíření částí oddenků nebo lodyh s listy vodou. Kolonizace nových stanovišť však probíhá spíše v oblastech s teplejším vegetačním obdobím. Například v severním Bulharsku se po

povodních tato vegetace vytváří na zaplavených polích (Šumberová, nepubl.). U nás se v posledních letech objevují spíše porosty ze záměrných výsadeb rostlinného materiálu neznámého původu (Krátký 2007). V příznivých podmínkách, a to i na našem území, se společenstvo může chovat expanzivně. V takových případech je nezbytné jeho omezení, např. sečí, po které však dobře regeneruje (Hejný & Husák in Dykyjová & Květ 1978: 23–64, Oťaheľová in Valachovič et al. 1995: 153–179). Někde je častější výskyt této vegetace dáván do souvislosti s pastvou dobytka, která potlačuje konkurenčně silné typy mokřadní vegetace, zejména rákosiny, ve prospěch konkurenčně slabších a světlomilných společenstev vodních makrofytů mělkých vod (Horvat et al. 1974, Hilbig 1995). Samotnému druhu *N. peltata* se kvůli obsahu hořkých a toxických látek většina býložravců vyhýbá (Hejný in Hejný 2000a: 84).

Rozšíření. Dominantní druh této asociace, *Nymphoides peltata*, je přirozeně rozšířen v teplých oblastech Eurasie. Nejčastější je v západní, střední a východní Evropě, naopak do jižní Evropy zasahuje jen vzácně a na Britských ostrovech a ve Skandinávii je jeho výskyt považován za druhotný (Meusel et al. 1978, Hultén & Fries 1986). Asociace *Nymphoidetum peltatae* je doložena z mnoha zemí Evropy i z Asie. Pravděpodobný je její výskyt i v Severní Americe, kam byl plavín štítnatý zavlečen (Hultén & Fries 1986). Fytocenologická literatura k těmto oblastem však chybí. V Evropě je asociace doložena z Pyrenejského poloostrova (Rivas-Martínez et al. 2001), Francie (Corillion 1957, Ferrez et al. 2009), Itálie (Bolpagni et al. 2003, Tomaselli et al. 2006), Nizozemska (Schipper et al. in Schaminée et al. 1995: 65–108), Dánska (Dierßen 1996), jižního Švédska (Larson 2007), Německa (Pott 1995, Görs in Oberdorfer 1998: 108–118, Rennwald 2000, Schubert at al. 2001a, Hilbig in Schubert et al. 2001b: 225–238, Berg et al. in Berg et al. 2004: 102–113), Polska (Tomaszewicz 1979, Matuszkiewicz 2007), Slovenska (Oťaheľová in Valachovič et al. 1995: 153–179), Maďarska (Borhidi 2003), Srbska (Kojić et al. 1998, Lakušić et al. 2005), Chorvatska (Topić 1989), Bosny a Hercegoviny (Jasprica & Carić 2002), Albánie (Ruci et al. 2000, Mullaj et al. 2007), Bulharska (Tzonev et al. 2009), Rumunska (Popescu & Coldea in Coldea 1997: 36–53), Ukrajiny (Dubyna 2006), Litvy (Balevičienė & Balevičius 2006) a Astrachaňské oblasti v evropské části Ruska (Korotkov et al. 1991). Z Rakouska je znám pouze historický výskyt (Schratt in Grabherr & Mucina 1993: 55–78). Z Asie byly publikovány údaje o výskytu na západní a jihozápadní Sibiři (Kiprijanova 2000, Taran 2000), v Mongolsku (Hilbig



Obr. 50. Rozšíření asociace VBA06 *Nymphoidetum peltatae*. Část lokalit zachycených na mapě se vztahuje k výsadbám druhu *Nymphoides peltata*. Malými tečkami jsou označena místa s výskytem diagnostického druhu *Nymphoides peltata* podle floristických databází.
Fig. 50. Distribution of the association VBA06 *Nymphoidetum peltatae*. Some sites shown on the map are related to deliberate introductions of *Nymphoides peltata*. Small dots indicate occurrences of its diagnostic species, *Nymphoides peltata*, according to floristic databases.

1995), indickém Kašmíru (Zutshi & Vass 1971, Zutshi 1975) a Japonsku (Miyawaki 1983). Krátký (2007) uvádí recentní výskyt porostů *Nymphoides peltata* v České republice z několika rybníků v Českobudějovické pánvi, Maňovického rybníka u Nepomuku, Ostravska a z Písečného rybníka u Milotic na jižní Moravě. V uvedených oblastech i mimo ně byl v posledních letech zjištěn větší počet nových výskytů, z nichž některé zcela jistě nebo pravděpodobně pocházejí z výsadeb. Z mnoha historických lokalit v jižních a západních Čechách a na jižní a střední Moravě však plavín štítnatý zcela vymizel (Krátký 2007). Fytocenologickými snímky je asociace doložena z jižní části Prahy (Krátký, nepubl., Rydlo, nepubl.), z rybníků v okolí Starého Plzence (Červená et al. 1978), Nepomuku (Krátký, nepubl.), Českých Budějovic, Hluboké nad Vltavou a Vodňan (Hejný, Krátký, Šumberová, vše nepubl.), ze soustavy rybníčků s chovem raků u Nové Pece na Šumavě (Šumberová, nepubl.), od Ledče nad Sázavou (Rydlo, nepubl.) a Čížova na Znojemsku (Rydlo, nepubl.).

Hospodářský význam a ohrožení. Tato vegetace nemá přímé hospodářské využití a její význam spočívá především v zachování biodiverzity mokřadů. Na rybnících zvyšuje strukturní diverzitu prostředí, což je důležité pro společenstva vodních bezobratlých. V plůdkových rybnících tak výrazně přispívá k rozvoji přirozené rybí potravy. Rozsáhlé porosty této asociace však nadměrně zastiňují vodu, omezují její prokysličování a mohou hlavně v horkých létech výrazně přispět ke kyslíkovému deficitu a úhynu ryb i dalších vodních živočichů. Rovněž podporují zabahnění vodních nádrží. Pro svůj dekorativní vzhled bývá plavín štítnatý často pěstován v zahradních nádržích. V některých zemích se řadí mezi nebezpečné invazní neofyty (Lacoul & Freedman 2006a, Larson 2007). Ve střední Evropě však *Nymphoidetum peltatae* patří mezi ohrožené typy vegetace, ustupující v důsledku nadměrné eutrofizace, vysoušení mokřadů, zazemňování vodních nádrží a změn v rybničním hospodaření.

Nomenklatorická poznámka. Asociace *Limnanthemo peltati-Potametum pectinati* Allorge 1921 zahrnuje v originální diagnóze porosty s několika různými dominantními druhy (např. i *Hydrocharis morsus-ranae*) a není zřejmé, ke které dnes rozlišované asociaci se toto jméno vztahuje. Proto navrhujeme konzervaci jména *Nymphoidetum peltatae* Bellot 1951 proti *Limnanthemo peltati-Potametum pectinati* Allorge 1921.

■ **Summary.** This association, dominated by *Nymphoides peltata*, occurs in lowland eutrophic fishponds, but historical records are also from oxbows, alluvial pools and mesotrophic water bodies. It occurs in 50–150 cm deep water, but tolerates drops of the water table to the level of the bottom and indeed requires such drops for seed germination. It grows in water bodies with mineral bottom, therefore it is common in early successional stages but it declines with accumulation of organic sediments. Its localities are scattered in warm areas across the country, but in many historical localities this vegetation type disappeared due to strong eutrophication, terrestrialization and changes in fishpond management. At the same time, *N. peltata* has been introduced as a decorative plant to several fishponds even in cooler areas.

VBA07
Potamo natantis-Polygonetum natantis Knapp et Stoffers 1962
Vzplývavá vegetace s rdesnem obojživelným

Tabulka 3, sloupec 7 (str. 117)

Orig. (Knapp & Stoffers 1962): *Potameto-Polygonetum natantis* (*Polygonum amphibium* f. *natans* = *Persicaria amphibia, Potamogeton natans*)

Syn.: *Polygonetum natantis* von Soó 1927 (§ 2b, nomen nudum), Stad. *Polygonum amphibium* Tímár 1950 (§ 3d), *Polygonum amphibium aquaticum*-Gesellschaft Görs in Oberdorfer et al. 1977, *Polygonetum natantis* Soó ex Brzeg et Wojterska 2001

Diagnostické druhy: ***Persicaria amphibia***
Konstantní druhy: ***Persicaria amphibia***
Dominantní druhy: ***Persicaria amphibia***

Formální definice: *Persicaria amphibia* pokr. > 25 % NOT **skup.** ***Cirsium arvense*** NOT **skup.** ***Eleocharis ovata*** NOT **skup.** ***Malva neglecta*** NOT *Alopecurus pratensis* pokr. > 25 % NOT *Bidens frondosa* pokr. > 5 % NOT *Nuphar lutea* pokr. > 25 % NOT *Persicaria lapathifolia* pokr. > 5 %

Struktura a druhové složení. Strukturu porostů udává rdesno obojživelné (*Persicaria amphibia*),

Obr. 51. *Potamo natantis-Polygonetum natantis*. Porost vodní formy rdesna obojživelného (*Persicaria amphibia*) v Horním Mušlovském rybníce u Mikulova na Břeclavsku. (J. Danihelka 2002.)
Fig. 51. A stand of the aquatic form of *Persicaria amphibia* in Horní Mušlovský fishpond near Mikulov, Břeclav district, southern Moravia.

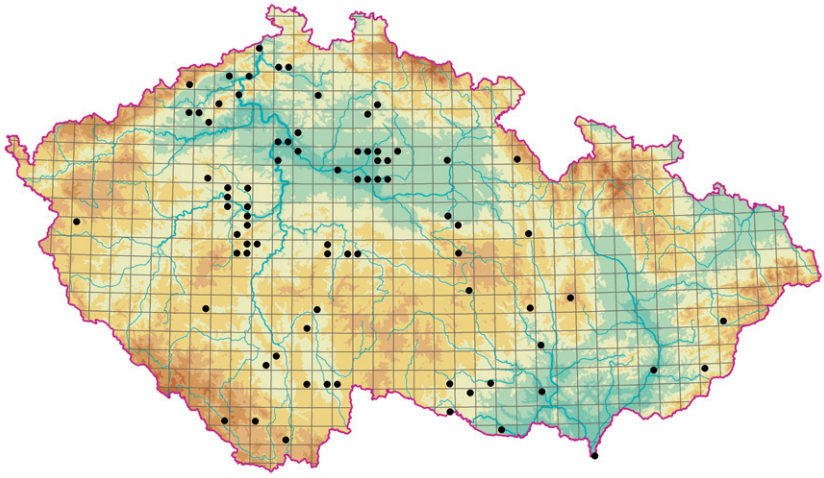
které ve vodě vytváří dlouhé stonky, na hladině zakončené několika široce kopinatými listy. V létě se na konci prýtů objevují hustá klasnatá květenství sytě růžových květů. Dominantní druh velmi často dosahuje pokryvnosti pouze do 50 %. Spektrum průvodních druhů je různorodé a zahrnuje drobné pleustofyty (např. *Lemna minor*), vodní makrofyty kořenící ve dně (např. *Batrachium aquatile* s. l.), emerzní mokřadní druhy (např. *Equisetum fluviatile*) a jednoleté druhy obnažených den. Nestálé druhové složení porostů souvisí s širokou ekologickou amplitudou druhu *Persicaria amphibia* ve vztahu k vlhkosti a obsahu živin v prostředí. Celkově však jde o druhově velmi chudou vegetaci, obsahující nejčastěji jen 1–4 druhy cévnatých rostlin na ploše 4–25 m^2. Výrazně druhově bohatší jsou porosty na krátce obnažených rybničních dnech, kde se na srovnatelně velké ploše může vyskytovat více než 15 druhů. Druhově bohaté porosty suchozemské, zpravidla sterilní formy druhu *P. amphibia* na vlhkých polích, v nichž se vyskytuje široké spektrum polních plevelů, již nezařazujeme do této asociace.

Stanoviště. Porosty této asociace u nás osídlují různé typy stojatých a mírně tekoucích vod, nejčastěji okraje rybníků, rybí sádky, pískovny, kanály, mrtvá říční ramena, aluviální tůně, mělká pobřeží přehradních nádrží a klidné úseky toků. Stanoviště jsou zpravidla plně osluněná, dno nejčastěji hlinité, jílovité, štěrkovité nebo kamenité, někdy s vrstvou organogenního bahna. Hloubka vody je různá a během vegetačního období může silně kolísat. Publikované fytocenologické snímky z našeho území byly pořízeny v mělkých vodách do hloubky 1 m (např. Rydlo 2005a, 2006a, b, c), avšak lze předpokládat, že na některých lokalitách rdesno obojživelné koření v hloubkách až kolem 2–3 m, jak se uvádí ze zahraničí (Tomaszewicz 1979, Oťaheľová in Valachovič et al. 1995: 153–179). Rdesno obojživelné snáší přechodné vyschnutí substrátu, na trvale nezaplavené půdě však přechází do terestrické formy a stává se součástí jiných typů vegetace. Údaje o chemismu vody a substrátu nebyly u nás publikovány, v zahraniční literatuře se však různí. Společenstvo bylo nejčastěji nalezeno v mezotrofních až mírně eutrofních vodách

(Szańkowski & Kłosowski 1999, Hilbig in Schubert et al. 2001b: 225–238, Nurminen 2003). Reakce vody a substrátu se pohybuje v širokém rozmezí pH 4,5–9,0 (Tomaszewicz 1979, Partridge 2001, Takamura et al. 2003). Szańkowski & Kłosowski (1999) zjistili na polských lokalitách nízký obsah iontů NO_3^- a Na^+ v substrátu v porovnání s jinými asociacemi svazu *Nymphaeion albae*. *Persicaria amphibia* však snáší i silné znečištění prostředí a v oblastech s vysokým průmyslovým zatížením vod jsou její porosty často jedinou makrofytní vegetací (Partridge 2001). V přirozeně eutrofních vodách bez výrazného kolísání výšky vodního sloupce je tato vegetace konkurenčně znevýhodněna vůči makrofytům s větší biomasou, naopak převahu získává v periodicky vysychajících nádržích (Partridge 2001, van Geest et al. 2005b). Podle některých pramenů je *P. amphibia* citlivá k vymrznutí (Partridge 2001), úplné zničení porostů je však zřejmě možné jen při současném vyschnutí substrátu, jinak přežívá v oddencích nebo semenech. Rozšíření společenstva i v kontinentálních oblastech (Kiprijanova 2000) a výskyt až do horského stupně u nás ukazuje na jeho odolnost vůči nízkým teplotám.

Dynamika a management. *Potamo-Polygonetum* je přirozeným článkem sukcese mělkých eutrofních a mezotrofních vod. Objevuje se již na stanovištích v počátečním stadiu zazemnění, kde bohatý kořenový systém dominantního druhu zpevňuje dno a břehy a usnadňuje další sukcesi (Oťaheľová in Valachovič et al. 1995: 153–179). *Persicaria amphibia* se může šířit vegetativně úlomky oddenků anebo pomocí semen, která konzumují a rozšiřují ptáci a ryby (Partridge 2001). To vysvětluje výskyt společenstva i na izolovaných lokalitách antropogenního původu, např. v pískovnách. Ve vodách v pokročilejším stadiu sukcese společenstvo často tvoří mozaiku s porosty rákosin, při dalším zazemňování se druh *P. amphibia* stává součástí porostů vysokých ostřic, kde je však jeho pokryvnost omezena. Management této vegetace je bezzásahový, neboť jde o běžné společenstvo, které nevyžaduje speciální ochranu. Porosty dobře regenerují po seči i postřiku herbicidy (Partridge 2001), na rozdíl od vegetace některých jiných makrofytů však jejich omezování zpravidla není nutné, neboť alespoň u nás se expanzivně nerozrůstají. Opakovaná pozorování na některých lokalitách ukazují, že porosty zaujímají po několik let přibližně stejnou plochu (Šumberová, nepubl.).

Rozšíření. *Persicaria amphibia* je přirozeně rozšířena v temperátní a boreální zóně celé severní polokoule, místy zasahuje až do subtropů (Meusel



Obr. 52. Rozšíření asociace VBA07 *Potamo natantis-Polygonetum natantis*; existující fytocenologické snímky dávají dosti neúplný obraz skutečného rozšíření této asociace.

Fig. 52. Distribution of the association VBA07 *Potamo natantis-Polygonetum natantis*; available relevés provide an incomplete picture of the actual distribution of this association.

et al. 1965). Druhotně se rozšířila i na jižní polokouli, např. v jižní Africe a Jižní a Střední Americe (Hultén & Fries 1986, Partridge 2001). Vzhledem ke své široké ekologické amplitudě se však tento druh v některých územích může vyskytovat jen jako součást jiných typů mokřadní nebo vlhkomilné vegetace a neutváří samostatné společenstvo. Asociace *Potamo-Polygonetum* je známa převážně z Evropy a některých oblastí Asie. V některých zemích s pravděpodobným výskytem nebyla doložena kvůli absenci výzkumu vodní vegetace nebo nebyla rozlišována jako samostatná asociace. V Evropě existují údaje ze Španělska (Arnáiz & Molina 1985, Izco et al. 2000), Francie (Corillion 1957, Ferrez et al. 2009), Velké Británie (Spence in Burnett 1964: 306–425, Rodwell 1995), Německa (Pott 1995, Görs in Oberdorfer 1998: 108–118, Rennwald 2000, Schubert et al. 2001a, Hilbig in Schubert et al. 2001b: 225–238, Berg et al. in Berg et al. 2004: 102–113), Polska (Tomaszewicz 1979, Matuszkiewicz 2007), Slovenska (Oťaheľová in Valachovič et al. 1995: 153–179), Maďarska (Borhidi 2003), Itálie (Lastrucci et al. 2010), Srbska (Lakušić et al. 2005), Chorvatska (Devillers & Devillers-Terschuren 2001a), Albánie (Mullaj et al. 2007), Rumunska (Sanda et al. 1999), Bulharska (Tzonev & Šumberová, nepubl.), Ukrajiny (Dubyna 2006), Astrachaňské oblasti, podhůří Jižního Uralu a rovin na severovýchodě evropské části Ruska (Korotkov et al. 1991, Teterjuk & Solomešč 2003, Jamalov et al. 2004), Litvy (Balevičienė & Balevičius 2006) a Estonska (Trei & Pedusaar 2006). Z Asie byly publikovány údaje o výskytu této vegetace na západní i východní Sibiři (Chytrý et al. 1993, Kiprijanova 2000, Taran & Tjurin 2006), v Mongolsku (Hilbig 2000b) a Japonsku (Takamura et al. 2003). Dále je společenstvo doloženo z Oregonu v USA (Christy 2004). V České republice se tato vegetace vyskytuje roztroušeně po celém území od nížin do horského stupně. Největší počet fytocenologických snímků pochází z Českého středohoří (Rydlo 2006c, e, h), Polabí (Rydlo 1991a, 2005a), Českého krasu a Křivoklátska (Rydlo in Kolbek et al. 1999: 35–111, Rydlo 2000a), Příbramska a Dobříšska (Rydlo 2006a), Vlašimska (Pešout 1996) a jihozápadní Moravy (Rydlo 1995b, Šumberová, nepubl.). Z některých velkých rybničních oblastí, např. z Blatenska, Českobudějovicka a Třeboňska, existuje jen velmi málo údajů (Hejný, Husák, Šumberová, vše nepubl.). Je to však dáno spíše přehlížením tohoto společenstva. Naopak z Poodří je společenstvo sice hojně doloženo (Koutecká 1980), ale fytocenologické snímky nejsou přesně lokalizovány, a proto nejsou zobrazeny v mapě.

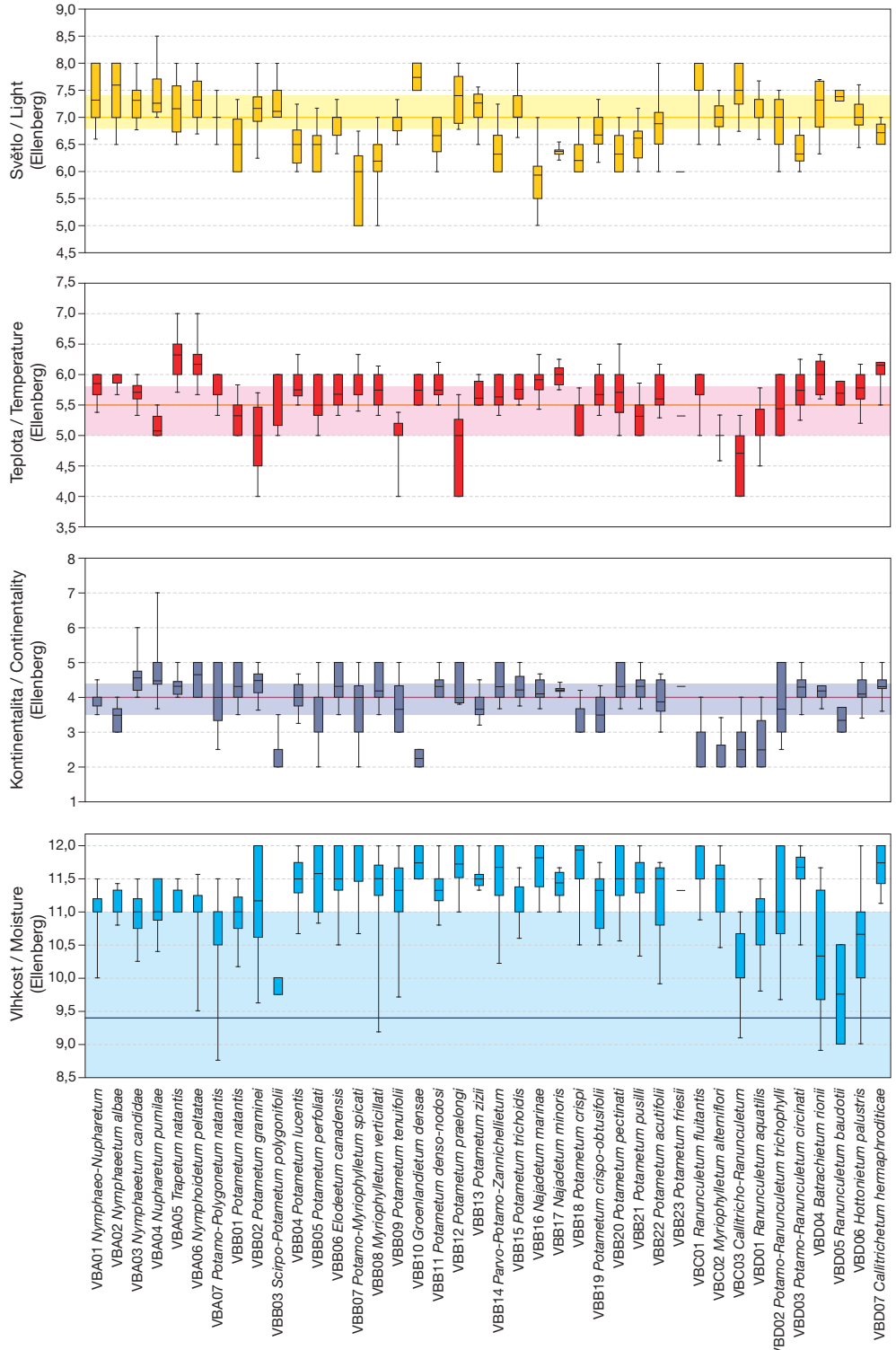
Hospodářský význam a ohrožení. Tato vegetace je vhodná pro rekultivace zaplavených materiálových jam, kde může přispět k rychlejšímu osídlení vegetací. Lze ji použít rovněž pro zpevnění břehů větších vodních nádrží ohrožených vlnobitím (Hejný in Moravec et al. 1995: 27–34). Přispívá k okysličování vody u dna nádrží a sedimentů dna, a tím i k jejich snazší mineralizaci (Takamura et al. 2003). V přírodě je na ni vázán výskyt mnoha druhů bezobratlých (Dvořák & Best 1982), a v rybnících tak zvyšuje přirozenou produkci rybí potravy. Rovněž poskytuje rybám úkryt před predátory. Dlouhé ponořené stonky rdesna obojživelného jsou vhodnou třecí podložkou. Tento druh se někdy pro svůj dekorativní vzhled pěstuje v zahradních nádržích. Jde o léčivou rostlinu s farmaceutickým využitím (Hejný in Hejný 2000a: 85), u níž byly ověřeny příznivé účinky například na imunitní systém (Smolarz et al. 2003). Toto společenstvo u nás nepatří k ohroženým.

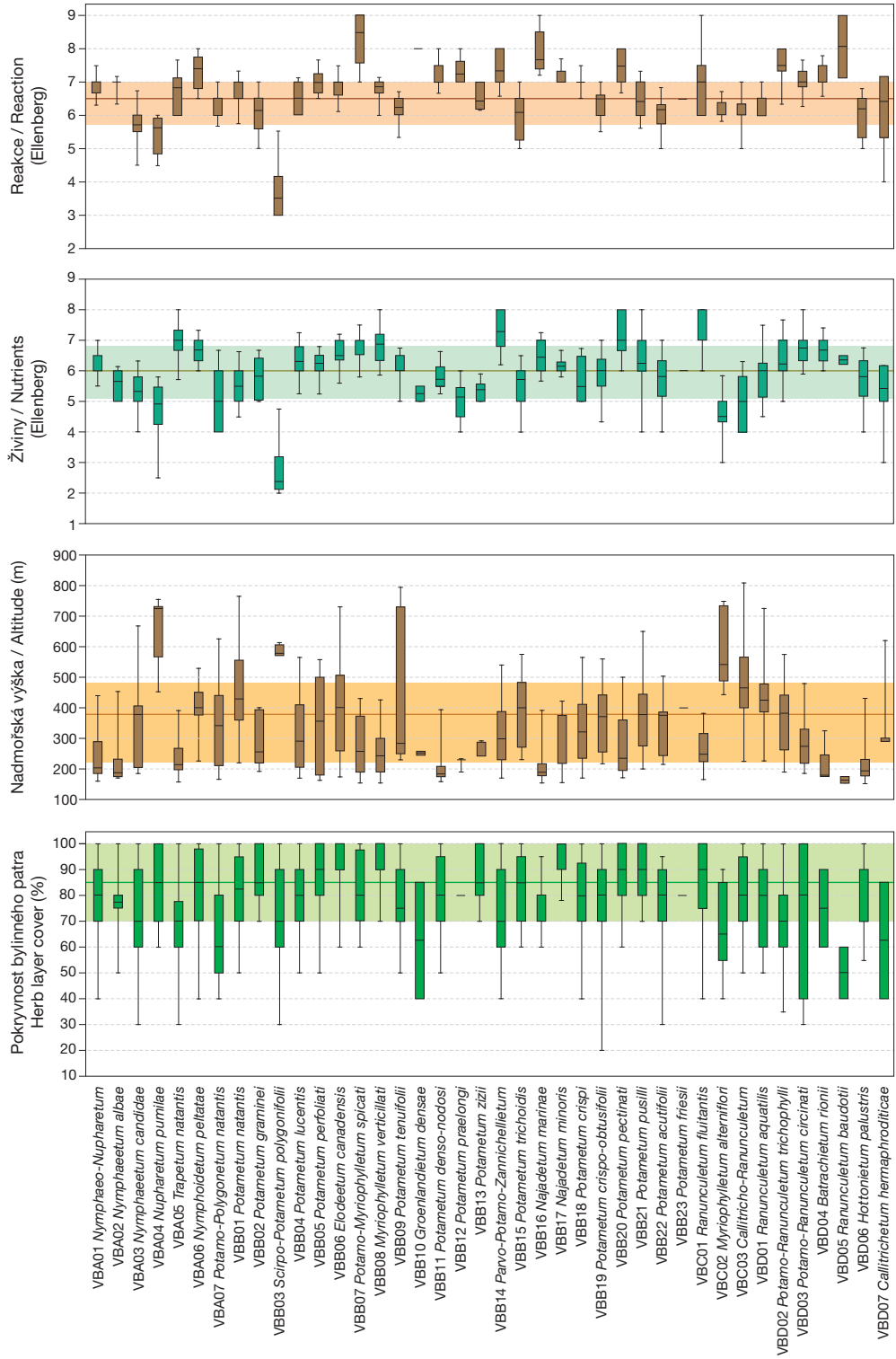
■ **Summary.** This vegetation type is dominated by *Persicaria amphibia*, which forms usually open stands with leaves floating on the water surface. It occurs in mesotrophic to eutrophic water bodies with still or slowly moving water, e.g. at the margins of fishponds and water reservoirs, in fish storage ponds, flooded sand pits, channels, oxbows and other types of alluvial pools, and lentic sections of streams. It is associated with both early and late stages of terrestrialization. The dominant species is well adapted to habitat desiccation; in such conditions, it occurs in a terrestrial growth form. Localities of this association are scattered across the Czech Republic from the lowlands to mountain areas.

▷

Obr. 53. Srovnání asociací vegetace vodních rostlin zakořeněných ve dně pomocí Ellenbergových indikačních hodnot, nadmořských výšek a pokryvnosti bylinného patra. Vysvětlení grafů viz obr. 24 na str. 78.

Fig. 53. A comparison of associations of vegetation of aquatic plants rooted in the bottom by means of Ellenberg indicator values, altitude and herb layer cover. See Fig. 24 on page 78 for explanation of the graphs.


Světlo / Light (Ellenberg)
Teplota / Temperature (Ellenberg)
Kontinentalita / Continentality (Ellenberg)
Vlhkost / Moisture (Ellenberg)
VBA01 Nymphaeo-Nupharetum
VBA02 Nymphaeetum albae
VBA03 Nymphaeetum candidae
VBA04 Nupharetum pumilae
VBA05 Trapetum natantis
VBA06 Nymphoidetum peltatae
VBA07 Potamo-Polygonetum natantis
VBB01 Potametum natantis
VBB02 Potametum graminei
VBB03 Scirpo-Potametum polygonifolii
VBB04 Potametum lucentis
VBB05 Potametum perfoliati
VBB06 Elodeetum canadensis
VBB07 Potamo-Myriophylletum spicati
VBB08 Myriophylletum verticillati
VBB09 Potametum tenuifolii
VBB10 Groenlandietum densae
VBB11 Potametum denso-nodosi
VBB12 Potametum praelongi
VBB13 Potametum zizii
VBB14 Parvo-Potamo-Zannichellietum
VBB15 Potametum trichoidis
VBB16 Najadetum marinae
VBB17 Najadetum minoris
VBB18 Potametum crispi
VBB19 Potametum crispo-obtusifolii
VBB20 Potametum pectinati
VBB21 Potametum pusilli
VBB22 Potametum acutifolii
VBB23 Potametum friesii
VBC01 Ranunculetum fluitantis
VBC02 Myriophylletum alterniflori
VBC03 Callitricho-Ranunculetum
VBD01 Ranunculetum aquatilis
VBD02 Potamo-Ranunculetum trichophylli
VBD03 Potamo-Ranunculetum circinati
VBD04 Batrachietum rionii
VBD05 Ranunculetum baudotii
VBD06 Hottonietum palustris
VBD07 Callitrichetum hermaphroditicae


Reakce / Reaction (Ellenberg)
Živiny / Nutrients (Ellenberg)
Nadmořská výška / Altitude (m)
Pokryvnost bylinného patra Herb layer cover (%)
VBA01 Nymphaeo-Nupharetum
VBA02 Nymphaeetum albae
VBA03 Nymphaeetum candidae
VBA04 Nupharetum pumilae
VBA05 Trapetum natantis
VBA06 Nymphoidetum peltatae
VBA07 Potamo-Polygonetum natantis
VBB01 Potametum natantis
VBB02 Potametum graminei
VBB03 Scirpo-Potametum polygonifolii
VBB04 Potametum lucentis
VBB05 Potametum perfoliati
VBB06 Elodeetum canadensis
VBB07 Potamo-Myriophylletum spicati
VBB08 Myriophylletum verticillati
VBB09 Potametum tenuifolii
VBB10 Groenlandietum densae
VBB11 Potametum denso-nodosi
VBB12 Potametum praelongi
VBB13 Potametum zizii
VBB14 Parvo-Potamo-Zannichellietum
VBB15 Potametum trichoidis
VBB16 Najadetum marinae
VBB17 Najadetum minoris
VBB18 Potametum crispi
VBB19 Potametum crispo-obtusifolii
VBB20 Potametum pectinati
VBB21 Potametum pusilli
VBB22 Potametum acutifolii
VBB23 Potametum friesii
VBC01 Ranunculetum fluitantis
VBC02 Myriophylletum alterniflori
VBC03 Callitricho-Ranunculetum
VBD01 Ranunculetum aquatilis
VBD02 Potamo-Ranunculetum trichophylli
VBD03 Potamo-Ranunculetum circinati
VBD04 Batrachietum rionii
VBD05 Ranunculetum baudotii
VBD06 Hottonietum palustris
VBD07 Callitrichetum hermaphroditicae

Svaz VBB
Potamion Miljan 1933
Vegetace převážně ponořených vodních rostlin zakořeněných ve dně

Orig. (Miljan 1933): Assoziationsverband *Potamion*
Syn.: *Potamion eurosibiricum* Koch 1926 p. p. (§ 34a), *Magno-Potamion eurosibiricum* Vollmar 1947, *Parvo-Potamion eurosibiricum* Vollmar 1947, *Eu-Potamion* (Koch 1926) Oberdorfer 1957, *Magno-Potamion* (Vollmar 1947) den Hartog et Segal 1964, *Parvo-Potamion* (Vollmar 1947) den Hartog et Segal 1964, *Potamion pusilli* (Vollmar 1947) den Hartog et Segal 1964 (fantom), *Potamion pectinati* (Koch 1926) Görs 1977

Diagnostické druhy: *Elodea canadensis*, *Potamogeton crispus*, *P. natans*, *P. pectinatus*, *P. pusillus* agg.
Konstantní druhy: *Lemna minor*

Do tohoto svazu řadíme vodní vegetaci s dominancí druhů rodu *Potamogeton*, případně také *Elodea*, *Groenlandia*, *Myriophyllum*, *Najas* a *Zannichellia*. Většinou jde o jednoděložné rostliny s drobnými úzkými listy rostoucí ponořeně ve vodě. Vzácněji jsou zastoupeny druhy s velkými listy členěnými v jemné úkrojky (*Myriophyllum* spp.) nebo s velkými celistvými, ponořenými nebo na hladině plovoucími listy (část druhů rodu *Potamogeton*). Ve srovnání s druhy svazu *Nymphaeion albae* je biomasa rostlinných jedinců tvořících vegetaci svazu *Potamion* malá. Mnoho druhů však vytváří husté monodominantní porosty prorůstající celým vodním sloupcem mělkých nádrží, takže celkové množství vyprodukované biomasy není zanedbatelné. Všechny druhy tohoto svazu mají drobné, nenápadné, většinou bezobalné květy sedící buď jednotlivě v paždí listů a opylované vodou (např. *Zannichellia*), nebo v době květu vynořené nad hladinu, zpravidla seskupené do klasovitých květenství, a opylované větrem, vzácněji hmyzem (např. *Potamogeton*).

Rozmnožování a šíření druhů se děje semeny nebo vegetativně úlomky lodyh s listy, oddenky, turiony nebo hlízami. Vedle šíření vodou je u mnoha druhů velmi časté šíření na tělech nebo v zažívacím traktu živočichů. Experimentálně byla prokázána endozoochorie prostřednictvím ryb (Agami & Waisel 1988) a zejména některých druhů vodních ptáků (Agami & Waisel 1986, Green et al. 2002, Figuerola et al. 2003). Během tahů vodního ptactva se některé druhy makrofytů mohou šířit na značné vzdálenosti a náhle se objevit i v oblastech, kde dosud nebyly pozorovány nebo byly považovány za vyhynulé. Takový výskyt, v některých letech i masový (např. při nadprůměrně vysokých letních teplotách), má však často jen přechodný charakter, případně se opakuje v mnohaletých intervalech. Tento způsob šíření se týká hlavně druhů vytvářejících v příznivých podmínkách velké množství biomasy, která tvoří důležitou součást potravy některých ptáků, zejména vrubozobých (Idestam-Almquist 1998). U běžných druhů vodních makrofytů s velkým areálem ornitochorie přispívá k výměně genů z různých částí areálu (King et al. 2002). To může mít velký význam pro přežití těchto druhů v měnícím se prostředí. Semena po průchodu zažívacím ústrojím ptáků i ryb mívají oproti stavu před požitím změněnou klíčivost. Často klíčí rychleji, neboť tvrdé osemení bývá během zpracování potravy narušeno mechanicky (např. požerákovými zuby u kaprovitých ryb) nebo chemicky trávicími šťávami (Teltscherová & Hejný 1973, Hay et al. 2008). Výskyt natrávených i nenatrávených, a tedy za různých podmínek klíčících semen je výhodný pro kolonizaci i dlouhodobější přežití druhu na stanovišti (Santamaría et al. 2002).

Populace vodních ptáků ovlivňují vegetaci vodních makrofytů nejen spásáním, ale také eutrofizací působenou exkrementy. Disturbance může vést k vystřídání konkurenčně silného dominantního druhu, např. *Potamogeton pectinatus*, jinou dominantou, která se více rozšíří po vypasení biomasy dominanty původní (Holm & Clausen 2006, Klaassen & Nolet 2007). Podobný vliv mohou mít i jiné skupiny herbivorních živočichů, zejména ryby (Cross 1969, Cassani & Caton 1983, Nurminen et al. 2003), vodní savci (např. nutrie; Prigioni et al. 2005) a někteří bezobratlí (Spencer & Lekić 1974, Sheldon 1987, Gross et al. 2001, Elger et al. 2002, 2006, Parker & Hay 2005, Barrat-Segretain & Lemoine 2007), čehož se někdy využívá při eliminaci invazních nebo expanzivních makrofytů.

Vedle přirozených faktorů ovlivňuje diverzitu rostlinných společenstev tohoto svazu také člověk. Podobně jako u ostatních typů vodní vegetace patří k nejčastějším příčinám změn eutrofizace

a následná expanze konkurenčně silnějších druhů. Na stanovištích s omezeným predačním tlakem drobného zooplanktonu (např. v chovných rybnících) může po obohacení živinami dojít také k přemnožení mikroskopických řas, a tím ke zhoršení průhlednosti vody. Malá průhlednost vody často také souvisí se silnou obsádkou tržního kapra, který při hledání potravy ve dně nádrže víří bahno. Rovněž vyrývá ze dna kořeny vodních makrofytů, a působí tak přímou destrukci porostů. Tyto faktory vedou k ústupu společenstev druhů náročnějších na kvalitu vody, citlivých k mechanickému narušování dna nebo v eutrofním prostředí konkurenčně slabých.

Ohrožením pro tuto vegetaci je i přímé ničení stanovišť, např. zasypávání odpady, nebo ponechání spontánní sukcesi, která je v eutrofních podmínkách rychlá a hlavně u menších vodních nádrží vede k rychlému zániku ponořené vodní vegetace. Ochrana společenstev svazu *Potamion* by proto ve většině případů neměla vést k vyloučení hospodářské činnosti, ale pouze k jejímu usměrňování. Například v rybnících s porosty vzácnějších eutrofních společenstev svazu *Potamion* je vhodný chov plůdku kapra nebo dravých ryb, případně střídání plůdku a tržního kapra. V letech s obsádkou tržních ryb se sice makrofytní porosty většinou nevytvářejí, ale díky narušování dna se omezuje organické zabahnění nádrže a tím i šíření expanzivních druhů makrofytů. Rovněž se dostávají na povrch diaspory uložené v hlubších vrstvách sedimentu. V letech s obsádkou plůdku je pak opět možná regenerace bohatých makrofytních společenstev z půdní semenné banky nebo turionů (van de Haterd & Ter Heerdt 2007). Klíčení většiny druhů lze podpořit přechodným snížením hladiny vody v rybníce. V nádržích s porosty druhů indikujících kyselé oligotrofní vody je možný extenzivní chov pstruha nebo jiných lososovitých ryb.

Na rozdíl od vegetace svazu *Nymphaeion albae* jsou s většinou druhů a společenstev svazu *Potamion* blíže obeznámeni převážně jen specialisté na vodní makrofyty. S výjimkou některých druhů využívaných v akvaristice proto není záměrné pěstování a vysazování druhů této vegetace do přírody příliš časté. Častý je však náhodný přenos diaspor vodních makrofytů například s lodní dopravou nebo při rybolovu. V rybářské praxi se rozlišuje jen několik běžnějších rodů a druhů této vegetace (např. *Myriophyllum* spp., *Potamogeton crispus* a *P. natans*), což může vést k ničení porostů vzácnějších druhů, neboť jsou považovány za jiný, potenciálně expanzní druh. V některých případech však může být nezbytné omezit i porosty některého vzácného druhu při lokální expanzi. Chybí-li přesná determinace a znalosti základních biologických vlastností těchto druhů, metody osvědčené při eliminaci běžných makrofytů (např. některé herbicidy) mohou být neúčinné nebo dokonce mohou mít opačný efekt (např. sečení porostů u druhů s rychlou regenerací z úlomků rostlin). Podobná situace může nastat, pokud se objeví nově zavlečené neofyty. S přemnožením makrofytní vegetace tohoto svazu se mohou potýkat i vodohospodáři a provozovatelé rekreačních zařízení nebo lodní dopravy. Na druhé straně mají porosty mnoha druhů praktické využití při čištění odpadních vod, rekultivaci zaplavených těžebních jam, v rybničním hospodaření i jinde.

V části zahraniční literatury jsou některé asociace tohoto svazu na základě častého výskytu ve vodních tocích řazeny do svazu *Batrachion fluitantis* (Oťaheľová in Valachovič et al. 1995: 153–179, Rennwald 2000, Hilbig in Schubert et al. 2001b: 225–238). Týká se to například asociací *Groenlandietum densae*, *Potametum denso-nodosi* a *Potametum perfoliati*. Všechny tyto asociace se mohou vyskytovat i ve stojatých vodách, frekvence výskytu na různých typech stanovišť se však v oblastech s rozdílným klimatem a trofií vod značně liší. V tomto zpracování ponecháváme ve svazu *Batrachion fluitantis* pouze ta společenstva, která se u nás ve stojatých vodách nevyskytují buď vůbec, nebo jen vzácně, zpravidla v mrtvých ramenech řek, kde přetrvávají i po odříznutí ramene od hlavního toku.

Porosty některých rdestů s kožovitými plovoucími listy, zejména *Potamogeton gramineus* a *P. polygonifolius*, se mohou vyskytovat ve velmi mělkých vodách a zvláště v oblastech s atlantským klimatem i na mokrém substrátu. Kvůli tomu jsou porosty těchto druhů často klasifikovány velmi nejednotně. V rámci třídy *Potametea* bývají někdy řazeny do svazu *Ranunculion aquatilis* (např. Arnáiz & Molina 1985, Oťaheľová in Valachovič et al. 1995: 153–179). Porosty rdestu *Potamogeton polygonifolius* jsou často řazeny i do třídy *Littorelletea uniflorae* (např. Schoof-van Pelt 1973, Julve 1993, Hilbig in Schubert et al. 2001b: 225–238), neboť zejména v západní Evropě se tento druh běžně vyskytuje společně s druhy charakteristickými pro

tuto třídu. Zdánlivá vazba rdestů na určitou hloubku vody zpravidla souvisí na jedné straně s průhledností vody a dostupností světla a na druhé straně s rychlostí vysychání substrátu, která je ovlivněna klimatem oblasti. Jednotlivé druhy rdestů tak mohou v oceánicky laděných částech areálu růst i ve velmi mělkých vodách o horší průhlednosti. V teplých a suchých oblastech, např. ve Středomoří, jsou jejich společenstva většinou vázána na hlubší a nevysychající vody, které zároveň musí mít dobrou průhlednost. Proto nepovažujeme vztah k hloubce vody za vlastnost významnou z klasifikačního hlediska a asociace *Potametum graminei* a *Scirpo fluitantis-Potametum polygonifolii* řadíme do stejného svazu jako ostatní společenstva s převahou rdestů.

V minulosti se na našem území vzácně vyskytovala asociace *Potametum colorati* Allorge 1921, doložená z minerálně bohatých vod v komplexech polabských černav v okolí Lysé nad Labem a Mělnické Vrutice. Až donedávna byly tato asociace i její diagnostický druh *Potamogeton coloratus* v České republice považovány za vymizelé (Hejný in Moravec et al. 1995: 27–34, Kaplan in Štěpánková et al. 2010: 329–384). V roce 2010 se podařilo obnovit vitální populaci *Potamogeton coloratus* u Lysé nad Labem z půdní semenné banky (Kaplan & Formanová, nepubl.). Jelikož však nemáme k dispozici ani starší fytocenologické snímky, neuvádíme tuto asociaci v přehledu syntaxonů.

■ **Summary.** This alliance includes aquatic vegetation dominated by various species of *Potamogeton*, and in some cases also of *Elodea*, *Groenlandia*, *Myriophyllum*, *Najas* and *Zannichellia*. Most of them have narrow submerged leaves or leaflets, although some have large entire leaves, which are either submerged or with blades floating on the water surface. Biomass produced by this vegetation type is smaller than that produced by the *Nymphaeion albae* vegetation, although quite often the dominant species occupies the entire water column. Dominant species of the *Potamion* communities have small inconspicuous flowers, either water-pollinated or emerging above the water surface and pollinated by wind.

VBB01
Potametum natantis Hild 1959
Vodní vegetace chladnějších oblastí s rdestem vzplývavým

Tabulka 4, sloupec 1 (str. 147)

Orig. (Hild 1959): *Potametum natantis*

Syn.: *Potametum natantis* von Soó 1927 (§ 2b, nomen nudum), *Polygono-Potametum natantis* Soó 1964, *Myriophyllo alterniflori-Potametum natantis* Rivas-Martínez et al. 2001

Diagnostické druhy: ***Potamogeton natans***

Konstantní druhy: *Lemna minor*, ***Potamogeton natans***

Dominantní druhy: ***Potamogeton natans***

Formální definice: *Potamogeton natans* pokr. > 25 % NOT *Callitriche palustris* s. l. pokr. > 25 % NOT *Eleocharis palustris* agg. pokr. > 25 % NOT *Equisetum fluviatile* pokr. > 25 % NOT *Glyceria fluitans* pokr. > 25 % NOT *Hippuris vulgaris* pokr. > 25 % NOT *Nuphar lutea* pokr. > 25 % NOT *Nymphaea candida* pokr. > 25 % NOT *Phragmites australis* pokr. > 25 % *Potamogeton alpinus* pokr. > 25 % NOT *Potamogeton nodosus* pokr. > 25 % NOT *Sparganium emersum* pokr. > 25 % NOT *Sparganium erectum* pokr. > 25 % NOT *Sparganium natans* pokr. > 25 % NOT *Stratiotes aloides* pokr. > 5 % NOT *Typha latifolia* pokr. > 25 %

Struktura a druhové složení. Strukturu společenstva určuje dominantní rdest vzplývavý (*Potamogeton natans*). Jeho eliptické až široce vejčité, zpravidla načervenalé nebo nahnědlé lesklé listy vytvářejí na hladině vodních nádrží souvislé, často téměř zapojené porosty. Tyto porosty jsou extrémně druhově chudé, nezřídka jednodruhové, nebo se v nich s malou pokryvností vyskytují drobné pleustofyty (např. *Lemna minor*), případně druhy přesahující z litorální zóny (např. *Equisetum fluviatile*). Má-li dominantní druh *Potamogeton natans* menší pokryvnost, bývá dobře vyvinuta i submerzní vrstva. Uplatňují se v ní i druhy náročnější na průhlednost vody, jako jsou *Elodea canadensis*, *Utricularia australis* a některé rdesty, např. *Potamogeton lucens*. Nejčastěji byly ve snímcích této asociace zjištěny 2–4 druhy na ploše 4–25 m^2.

Stanoviště. Tato vegetace osídluje různé typy mělkých stojatých a mírně tekoucích vod, u nás nejčastěji menší rybníky, dále jezírka v lomech a pískovnách v pokročilejším stadiu sukcese, mrtvá říční ramena, aluviální tůně, kanály a klidné úseky toků. Mimo naše území se vyskytuje i v jezerech. Hloubka vody na našich lokalitách se pohybuje nejčastěji v rozsahu 20–100 cm (Rydlo 2005a, 2006a, d), v zahraničí byla tato vegetace doložena i z vod hlubokých 2 m i více (Tomaszewicz 1979, Blaženčić & Blaženčić 2005). Dno nádrží může mít různý charakter. Nejrozsáhlejší porosty nacházíme v nádržích bez pravidelných disturbancí, kde se ukládá organické bahno. Často jde o sedimenty s větším podílem nerozložených organických zbytků, někdy zrašelinělé. Výskyt této asociace je však běžný i v nádržích s minerálním dnem tvořeným jílovitým nebo hlinitým bahnem nebo pískem. Stanoviště mohou být plně osluněná, společenstvo však dobře snáší i zástin, a proto patří k nejběžnějším typům vodní vegetace v lesních rybnících. Ty jsou pro rozvoj této vegetace vhodné i díky menší úživnosti prostředí. Podle zahraničních pramenů je tato asociace nejčastější ve vodách mezotrofních, avšak může se vyskytovat i ve vodách oligomezotrofních nebo eutrofních (Doll 1991b, Rodwell 1995, Szańkowski & Kłosowski 1999, Balevičienė & Balevičius 2006). Na zahraničních lokalitách se pH pohybovalo v širokém rozmezí, ve vodě od 6,5 do 9,0 a v substrátu dna od 5,0 do 8,5 (Géhu 1961, Tomaszewicz 1979, Szańkowski & Kłosowski 1999). Z našeho území je k chemismu vody a substrátu k dispozici jen údaj z jedné lokality na Pardubicku, kde bylo zjištěno pH vody 7,3, pH substrátu 4,6 a v porovnání s jinými společenstvy vodních makrofytů malý obsah dusíku ve vodě, vápníku ve vodě i v substrátu a celkového fosforu v substrátu (Černohous & Husák 1986). Tato vegetace snáší i výrazný pokles vodní hladiny a krátkodobě je schopna přežít i na vlhkém obnaženém bahně. Je běžná v oblastech s dlouhými mrazivými zimami, do území s výrazně kontinentálním klima-

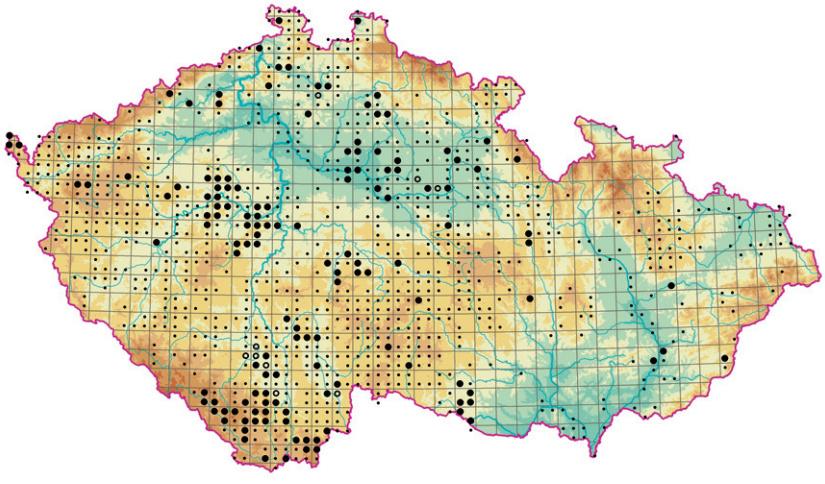
Obr. 54. *Potametum natantis*. Porost rdestu vzplývavého (*Potamogeton natans*) v rybníčku u Chvalšin na Českokrumlovsku. (K. Šumberová 2009.)

Fig. 54. A stand of *Potamogeton natans* in a small fishpond near Chvalšiny, Český Krumlov district, southern Bohemia.

tem však nezasahuje. U nás se vyskytuje od nížin do hor. Největší hustota jejích lokalit je v chladnějších pahorkatinách, což nejspíš souvisí s tamním častějším výskytem mezotrofních vod.

Dynamika a management. Tato vegetace představuje přirozený článek sukcese oligomezotrofních až mezotrofních vod. Dominantní druh *Potamogeton natans* se objevuje již v raném stadiu zazemňování vodních nádrží, roste však dosti pomalu a rozsáhlé porosty vytváří teprve v pozdější fázi sukcese. Ve srovnání s mnoha jinými druhy vodních makrofytů nereaguje na přidání živin nebo zvýšení teploty větší produkcí biomasy (Lacoul & Freedman 2006b). Je proto pravděpodobné, že v eutrofních vodách je *P. natans* znevýhodněn v konkurenci s jinými makrofyty s velkou biomasou a schopností rychlého růstu. S postupující sukcesí dochází i k výraznějšímu rozrůstání některých typů rákosin, s nimiž *Potametum natantis* může vytvářet mozaiku. Na některých lokalitách je tato asociace pozůstatkem druhově bohatšího společenstva *Nymphaeetum candidae*, jehož diagnostický druh *Nymphaea candida* je výrazně citlivější k eutrofizaci, letnění, zimování rybníků nasucho a odbahňování než *Potamogeton natans* (Černohous & Husák 1986). K rozšíření této vegetace u nás významnou měrou přispěl člověk zakládáním rybníků, na nichž *Potametum natantis* pravděpodobně patřilo až do období výrazné intenzifikace rybničního hospodaření v druhé polovině 20. století k nejčastějším typům makrofytních porostů. K expanzivnímu rozrůstání porostů během jediného vegetačního období většinou nedochází. Na rybářsky obhospodařovaných lokalitách může být nezbytné odstranit část porostů, pokud je jimi pokryta většina vodní hladiny; tento zásah však obvykle postačuje opakovat ve víceletých intervalech. Výrazný pokles hladiny vody v nádrži *Potamogeton natans* přečkává v terestrických formách se zkrácenými stonky, substrát však nesmí úplně vyschnout. Přezimuje v oddencích na dně nádrže a je schopen přežít i ve vypuštěném rybníce, pokud bahno nepromrzne do hloubky. V mírných zimách přezimují i listy, které si ponechávají asimilační funkci až do jara, kdy je postupně nahrazují listy nové. Největšího rozvoje dosahují porosty v červenci až srpnu, kdy kvete dominantní druh.

Rozšíření. Asociace *Potametum natantis* se vyskytuje především v temperátní až boreální zóně Eurasie. V oblastech s mediteránním klimatem je



Obr. 55. Rozšíření asociace VBB01 *Potametum natantis*; existující fytocenologické snímky dávají dosti neúplný obraz skutečného rozšíření této asociace, proto jsou malými tečkami označena místa s výskytem diagnostického druhu *Potamogeton natans* podle floristických databází.

Fig. 55. Distribution of the association VBB01 *Potametum natantis*; available relevés provide an incomplete picture of the actual distribution of this association, therefore the sites with occurrence of its diagnostic species, *Potamogeton natans*, according to floristic databases, are indicated by small dots.

častější ve vysokohorských jezerech (Blaženčić & Blaženčić 2005). Tato vegetace je doložena z Pyrenejského poloostrova (Izco et al. 2000, Rivas-Martínez et al. 2001), Francie (Corillion 1957, Ferrez et al. 2009), Velké Británie (Spence in Burnett 1964: 306–425, Rodwell 1995), Německa (Pott 1995, Görs in Oberdorfer 1998: 108–118, Rennwald 2000, Schubert et al. 2001a, Hilbig in Schubert et al. 2001b: 225–238, Berg et al. in Berg et al. 2004: 102–113), Rakouska (Schratt in Grabherr & Mucina 1993: 55–78), Itálie (Venanzoni & Gigante 2000, Bolpagni et al. 2003, Tomaselli et al. 2006), Polska (Tomaszewicz 1979, Matuszkiewicz 2007), Slovenska (Oťaheľová in Valachovič et al. 1995: 153–179), Maďarska (Borhidi 2003), Bosny a Hercegoviny (Jasprica & Carić 2002), Srbska a Černé hory (Blaženčić & Blaženčić 2005, Lakušić et al. 2005), Bulharska (Tzonev et al. 2009), Rumunska (Popescu & Coldea in Coldea 1997: 36–53), Ukrajiny (Dubyna 2006), Litvy (Balevičienė & Balevičius 2006), Estonska (Miljan 1933), dolního Povolží, podhůří Jižního Uralu a severovýchodu evropské části Ruska (Korotkov et al. 1991, Teterjuk & Solomešč 2003, Jamalov et al. 2004), západní Sibiře (Taran 2000, Taran & Tjurin 2006) a Japonska (Suzuki et al. 1981). Existují i údaje ze severní Afriky (Maroko; Kaplan, nepubl.) a USA (Oregon a Aljaška; Boggs 2000, Christy 2004). Doložený výskyt asociace odráží celosvětové rozšíření druhu *Potamogeton natans* (Meusel et al. 1965, Hultén & Fries 1986, Kaplan in Štěpánková et al. 2010: 329–384). V dosavadním přehledu vegetace České republiky (Hejný in Moravec et al. 1995: 27–34) tato asociace nebyla rozlišována. Vyskytuje se však roztroušeně po celém území od nížin do horského stupně. Je hojně doložena z Ašska (Rydlo 2007a), Českého středohoří (Rydlo 2006c, e, h), Křivoklátska (Rydlo in Kolbek et al. 1999: 35–111), Českého krasu (Rydlo 2000a), Příbramska a Dobříšska (Rydlo 2006a), Šumavy a Pošumaví (Vydrová 1997, Vydrová & Pavlíčko 1999, Rydlo & Vydrová 2000, Rydlo 2006d, Bufková & Rydlo 2008), Novohradských hor a podhůří (Černý & Husák 2004), Třeboňska (Hejný et al. 1982b, Husák & Rydlo 1992), Táborska (Douda 2003), Vlašimska (Pešout 1994, 1996), středního Polabí (např. Husák & Rydlo 1985, Černohous & Husák 1986, Rydlo 2005a), Kokořínska (Husák & Rydlo 1985), Českého ráje (Rydlo 1999b), severovýchodních Čech (Černohous & Husák 1986, Rydlo 1995a, Prausová 2002, Rydlo jun. 2008) a jihovýchodního okraje Českomoravské vrchoviny (Rydlo, nepubl.). Z Českobudějovické pánve jsou k dispozici hlavně starší údaje (Hejný, nepubl.), novější záznamy pocházejí jen z několika málo lokalit (Vydrová et al. 2009, Hroudová, nepubl.). V současnosti zde společenstvo v důsledku větší trofie vody v rybnících není příliš časté a vyskytuje se spíše v okolních pahorkatinách. V některých teplých nížinných oblastech, zejména podél toku Labe nad soutokem s Vltavou a na jižní a střední Moravě, byla tato vegetace patrně vždy vzácná nebo chyběla.

Hospodářský význam a ohrožení. Tato vegetace nemá přímý hospodářský význam, zvětšuje však strukturní rozmanitost vodního prostředí, a tím i diverzitu společenstev vodních živočichů. V rybničním hospodaření je považována za přínosnou, neboť poskytuje rybám úkryt před predátory a podporuje rozvoj přirozené rybí potravy (Hartman et al. 1998). Rozsáhlé porosty však stíní vodu a zabraňují jejímu prokysličování. Společenstvo je citlivé na silnou eutrofizaci a mechanické narušování. Z některých oblastí zřejmě ustoupilo, v současnosti je však výskyt stabilizovaný a nejeví tendenci k dalšímu ústupu.

■ **Summary.** This species-poor vegetation type is dominated by *Potamogeton natans*, which forms dense stands of broad leaves floating on the water surface. It occurs mostly in mesotrophic, but also in oligotrophic or eutrophic water bodies with 20–100 cm deep, still or slowly moving water, e.g. in small fishponds, pools in quarries and sand pits, oxbows, alluvial pools, channels, and lentic sections of streams. *Potamogeton natans* often appears in the early stages of terrestrialization, but it grows slowly and forms extensive stands only in the later successional stages. This association occurs from the lowlands to mountain areas across the Czech Republic.

VBB02
Potametum graminei Lang 1967
Vegetace mělkých vod s rdestem trávolistým

Tabulka 4, sloupec 2 (str. 147)

Orig. (Lang 1967): *Potametum graminei* (W. Koch 1926) Passarge 1964

Syn.: Ass.-Gr. *Potametum graminei* (Koch 1926) Pas-

sarge 1964 (§ 3d), *Potametum panormitano-graminei* sensu auct. non Koch 1926 (pseudonym)

Diagnostické druhy: ***Potamogeton gramineus***, *P. pusillus* agg.
Konstantní druhy: ***Potamogeton gramineus***
Dominantní druhy: *Alisma gramineum*, ***Potamogeton gramineus***, *P. pectinatus*

Formální definice: *Potamogeton gramineus* pokr. > 25 % NOT *Phragmites australis* pokr. > 25 % NOT *Typha angustifolia* pokr. > 25 %

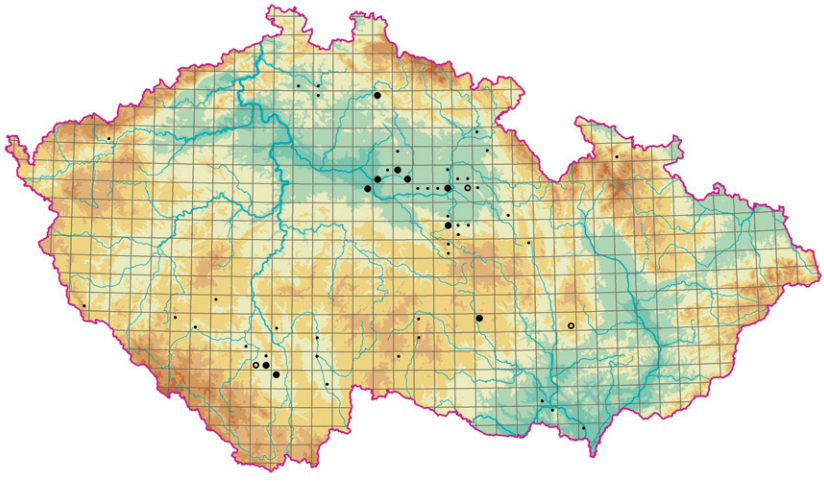
Struktura a druhové složení. Dominantou porostů je rdest trávolistý (*Potamogeton gramineus*). Jeho lesklé kožovité, eliptické až vejčité plovoucí listy vytvářejí natantní vrstvu porostů, zatímco ponořené stonky s drobnými kopinatými listy tvoří submerzní vrstvu. Přítomnost natantních a submerzních listů však závisí na podmínkách stanoviště (Kaplan 2002a). Například v hlubší vodě mohou natantní listy zcela chybět, a společenstvo je pak pouze submerzní. S menší pokryvností se vyskytují i další druhy vodních makrofytů, převážně ponořených, např. *Batrachium trichophyllum*, *Potamogeton pectinatus*, *P. pusillus* a *Utricularia australis*. Do porostů v litorální zóně vodních nádrží často vstupují druhy rákosin a vysoké ostřice. V důsledku častého výskytu ve velmi mělkých vodách je toto společenstvo druhově bohatší než většina ostatních asociací třídy *Potametea*. Ve snímcích o velikosti 4–25 m^2 bylo zpravidla zaznamenáno 3–8 druhů cévnatých rostlin.

Stanoviště. Tato vegetace se u nás vyskytuje v rybnících, vzácně též v zaplavených terénních sníženinách a aluviálních tůních. Většinou jde o mělké

Obr. 56. *Potametum graminei.* Porost rdestu trávolistého (*Potamogeton gramineus*) s širokými natantními a úzkými ponořenými listy v Mostišťském rybníce u Mostiště na Žďársku. (Z. Kaplan 2009.)
Fig. 56. A stand of *Potamogeton gramineus* with broad natant and narrow submerged leaves in Mostišťský fishpond near Mostiště, Žďár nad Sázavou district, Bohemian-Moravian Uplands.

vody o hloubce do 50 cm, vzácněji až do 120 cm. Ze zahraničí jsou známy rovněž výskyty v jezerech, přehradních nádržích a pomalu tekoucích vodách, kde při dobré průhlednosti vody porosty zasahují až do hloubek kolem 2–2,5 m (Doll 1991b, Hilbig in Schubert et al. 2001b: 225–238, Blaženčić & Blaženčić 2005). Společenstvo snáší výrazný pokles vody i její krátkodobé vyschnutí. Stanoviště jsou plně osluněná až mírně zastíněná. Mají písčité, hlinité nebo jílovité dno, na kterém zpravidla chybí silnější vrstva organického bahna. Podle zahraniční literatury se společenstvo vyskytuje v oligomezotrofních až slabě eutrofních vodách chudých, vzácněji až středně bohatých vápníkem. Reakce vody a substrátu se nejčastěji pohybuje v rozmezí pH 6–7, vzácně až kolem 8 (Spence in Burnett 1964: 306–425, Tomaszewicz 1979, Oťaheľová et al. 1983, Doll 1991b, Oťaheľová in Valachovič et al. 1995: 153–179, Hilbig in Schubert et al. 2001b: 225–238). Asociace je známa z různých klimatických oblastí. V teplejších a sušších částech svého areálu se častěji vyskytuje v hlubších vodách, které v létě nevysychají (Blaženčić & Blaženčić 2005).

Dynamika a management. *Potametum graminei* je přirozenou makrofytní vegetací mělkých vod. Objevuje se již v raném stadiu sukcese, ale z lokalit s nánosy hlubokého sapropelového bahna mizí. Na stanovištích, kde je sedimentace bahna omezována přirozenými nebo antropogenními disturbancemi, se však může vyskytovat i v mozaice s vegetací pokročilejších sukcesních stadií, např. s některými typy rákosin (Doll 1991b). Přirozeným stanovištěm této asociace byla u nás pravděpodobně říční ramena a aluviální tůně, případně mělké tůňky vzniklé například po vývratech. Společenstvo se zřejmě více rozšířilo se zakládáním rybníků. Neví se však, jak bylo v minulosti hojné, neboť starší fytocenologické snímky nejsou k dispozici. Po intenzifikaci rybničního hospodaření však musel následovat ústup této asociace, neboť *Potamogeton gramineus* je druh náročný na čistotu vody. Proto se dnes vyskytuje převážně v rybnících využívaných pro sportovní rybolov, chov rybího plůdku nebo v rybnících územně chráněných. Tato asociace nemá sklon k expanzivnímu šíření, naopak při větší trofii vody ustupuje konkurenci druhů s větší produkcí biomasy. Ve vodách s dobrou průhledností a s velkým obsahem živin bývají submerzní porosty *P. gramineus* obaleny vláknitými zelenými řasami, které ztěžují fotosyntézu a zhoršují vitalitu porostů. Je možné, že právě z těchto důvodů u nás nacházíme porosty *P. gramineus* hlavně v mělkých vodách, které příležitostně zcela vysychají, což omezuje výskyt konkurenčně silných submerzních makro-



Obr. 57. Rozšíření asociace VBB02 *Potametum graminei*; malými tečkami jsou označena místa s výskytem diagnostického druhu *Potamogeton gramineus* podle floristických databází.

Fig. 57. Distribution of the association VBB02 *Potametum graminei*; small dots indicate occurrences of its diagnostic species, *Potamogeton gramineus*, according to floristic databases.

fytů. Management není při dobré vitalitě porostů nutný. K udržení společenstva na některých lokalitách lze přispět odstraněním živinami bohatých sedimentů, čímž se zmenší úživnost prostředí. Například u Hrobic na Pardubicku se porosty této asociace vyskytují na okrajích jezírek, která byla vyhloubena v rozsáhlých rákosinách (*Phragmitetum australis*) v zazemněné části rybníka Baroch. Pro většinu ostatních makrofytů je toto prostředí nevhodné, pravděpodobně kvůli nedostatku živin, kolísání vody a zástinu rákosem.

Rozšíření. Tato asociace je známa hlavně z chladnějších částí temperátní až boreální zóny Eurasie, zatímco ve Středomoří je velmi vzácná a vázaná převážně na horská jezera. Údaje o jejím výskytu pocházejí ze Španělska (Velayos et al. 1984, Arnáiz & Molina 1985, Cirujano & Santiago Ibarlucea 2000), Francie (Corillion 1957, Julve 1993, Ferrez et al. 2009), Skotska (Spence in Burnett 1964: 306–425), Nizozemska (Schipper et al. in Schaminée et al. 1995: 65–108), Německa (Doll 1991b, Pott 1995, Görs in Oberdorfer 1998: 99–108, Rennwald 2000, Schubert et al. 2001a, Hilbig in Schubert et al. 2001b: 225–238), Polska (Tomaszewicz 1979, Matuszkiewicz 2007), Skandinávie (Dierßen 1996, Lawesson 2004), Litvy (Korotkov et al. 1991), Estonska (Trei & Pedusaar 2006), Slovenska (Oťaheľová in Valachovič et al. 1995: 153–179), Chorvatska (Topić 1989), Černé hory (Blaženčić & Blaženčić 2005), Rumunska (Popescu & Coldea in Coldea 1997: 36–53), Ukrajiny (Dubyna 2006), dolního Povolží a podhůří Jižního Uralu v evropské části Ruska (Korotkov et al. 1991, Jamalov et al. 2004) a západní Sibiře (Taran 2000, Taran & Tjurin 2006). Výskyt v Rakousku je nejistý (Schratt in Grabherr & Mucina 1993: 55–78). *Potamogeton gramineus* je rozšířen i ve velké části Severní Ameriky (Hultén & Fries 1986) a místy je tam hojný (French & Chambers 1996); porosty s dominantním *P. gramineus* byly zatím zaznamenány na Aljašce (Boggs 2000) a v Oregonu (Kagan et al. 2004). Z České republiky existuje jen malý počet fytocenologických snímků této asociace. Oťaheľová et al. (1983) zmiňují výskyty v jižních Čechách a na Českomoravské vrchovině, ale bez fytocenologických snímků. Snímky existují z Českého ráje (Černohous & Husák 1986, Rydlo 1999b), Poděbradska a Kolínska (Husák & Rydlo 1985, Rydlo 1990a, 2005a), Pardubicka (Černohous & Husák 1986, Šumberová, nepubl.), Železných hor (Černohous & Husák 1986, Jirásek 1998), Vodňanska (Hejný 2000b), od Zlivi na Českobudějovicku (Šumberová, nepubl.) a Mostiště poblíž Velkého Meziříčí (Kaplan, nepubl.). Recentní výskyt asociace u Lovětína na Jindřichohradecku (Grulich, nepubl.) není doložen fytocenologickými snímky. Historicky doložený výskyt asociace u Jedovnic na Blanensku (Oťaheľová et al. 1983) již zanikl (Kaplan in Štěpánková et al. 2010: 329–384).

Variabilita. Porosty v hlubších vodách jsou druhově chudší a vyskytují se v nich vedle druhu *Potamogeton gramineus* i některé další vodní makrofyty, např. *Elodea canadensis*, *Potamogeton lucens* a *P. pectinatus*. Do porostů v mělkých vodách zasahují druhy z kontaktní litorální vegetace, např. *Alisma plantago-aquatica* a *Phragmites australis*.

Hospodářský význam a ohrožení. Tato vegetace nemá přímé hospodářské využití. U nás je vzácná a má význam především pro ochranu biodiverzity, neboť *Potamogeton gramineus* patří mezi silně ohrožené druhy. Indikuje vody s nižším obsahem živin, v nichž se často vyskytují i další vzácnější a konkurenčně slabé druhy vodních makrofytů. Tato asociace je ohrožena eutrofizací vod, ničením stanovišť, změnami hospodaření a expanzí konkurenčně silnějších druhů.

Nomenklatorická poznámka. Tato asociace je v literatuře často ztotožňována s asociací *Potametum panormitano-graminei* Koch 1926. Ve skutečnosti ve snímcích originální diagnózy (Koch 1926) převažuje druh *Potamogeton pusillus* (syn. *P. panormitanus*), a toto jméno se tedy vztahuje k asociaci *Potametum pusilli*. Vzhledem k převažující chybné interpretaci je považujeme za nomen ambiguum.

■ **Summary.** This vegetation type is dominated by *Potamogeton gramineus*, which has both broad leaves floating on the water surface and narrow submerged leaves. In some stands natant leaves can be absent, and in such cases the plants are entirely submerged. This association is typical of shallow mesotrophic water bodies with a mineral bottom, mainly fishponds but also flooded depressions and alluvial pools. It disappears in later successional stages characterized by mud accumulation. This is a rare vegetation type in the Czech Republic.

VBB03
Scirpo fluitantis-Potametum polygonifolii Allorge 1921
Vegetace mělkých vod s rdestem rdesnolistým

Tabulka 4, sloupec 3 (str. 147)

Orig. (Allorge 1921): Association à *Scirpus fluitans* et *Potamogeton polygonifolius*
Syn.: *Potametum polygonifolii* Segal 1965

Diagnostické druhy: *Juncus bulbosus*, ***Potamogeton polygonifolius***
Konstantní druhy: ***Potamogeton polygonifolius***
Dominantní druhy: ***Potamogeton polygonifolius***

Formální definice: *Potamogeton polygonifolius* pokr. > 25 % NOT *Carex vesicaria* pokr. > 25 % NOT *Equisetum fluviatile* pokr. > 25 % NOT *Juncus bulbosus* pokr. > 25 %

Struktura a druhové složení. Jde převážně o maloplošné makrofytní porosty v rychle tekoucích i stojatých vodách, jejichž dominantou je rdest rdesnolistý (*Potamogeton polygonifolius*) se sytě zelenými, široce vejčitými až eliptickými kožovitými listy plovoucími na hladině a s dlouhými kopinatými ponořenými listy. Fyziognomicky odlišné jsou porosty na rašeliništích, kde se *P. polygonifolius* může vyskytovat v terestrické formě se zkrácenými stonky a bez submerzních listů. Tato vegetace je extrémně druhově chudá. Ve fytocenologických snímcích o velikosti 6–16 m^2 zaznamenaných na našem území se vyskytovaly zpravidla jen 1–4 druhy cévnatých rostlin. K častějším průvodním druhům patří *Carex rostrata*, *Equisetum fluviatile*, *Juncus bulbosus* a *Potentilla palustris*. V mělkých rašelinných tůňkách bývá vyvinuto i mechové patro, tvořené převážně rašeliníky (*Sphagnum* spp.). Ve snímkovém materiálu, který máme k dispozici, se však žádné mechy nevyskytovaly.

Stanoviště. U nás je tato vegetace známa pouze z podhorských potoků a rašelinných okrajů rybníků. Hloubka vody je zpravidla 5–20 cm, vzácněji až 40 cm. V zahraničí se společenstvo vyskytuje i v jezerech s hlubší vodou. Stanoviště mohou být plně osluněná až polozastíněná, dno je v závislosti na typu stanoviště štěrkovité až kamenité, bahnité, nebo s vrstvou rašelinného sedimentu (Rydlo 2007a). *Scirpo fluitantis-Potametum polygonifolii* se vyskytuje v kyselých chladných oligotrofních až mezotrofních vodách. Na zahraničních lokalitách byl zjištěn velmi malý obsah živin, zejména fosforu, a naměřeno pH v rozmezí 4,6–6,5 (Doll 1991b, Thiébaut & Muller 1998, Brouwer & Roelofs 2001), pro naše území však nejsou údaje k dispozici.

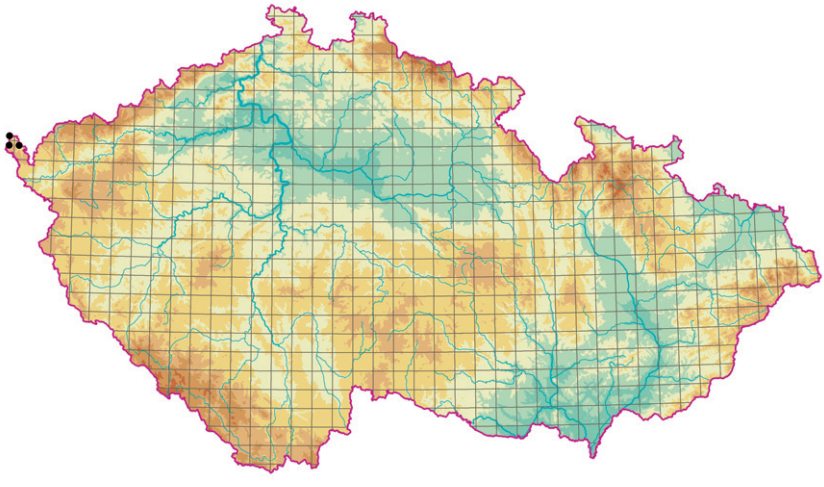
Dynamika a management. První údaje o výskytu druhu *Potamogeton polygonifolius* u nás pocházejí teprve z devadesátých let 20. století. Většina existujících lokalit na našem území leží v bývalém hraničním pásmu, které bylo v poválečném období nepřístupné (Nevečeřal & Krahulec 1994, Rydlo 2007a). Vzhledem k přetrvávajícímu extenzivnímu využití krajiny v tomto území lze však předpokládat, že výskyt společenstva je zde dlouhodobě stabilizovaný. K jeho ústupu zřejmě nedošlo ani v rybnících, které se zde většinou vyznačují malým obsahem živin (Rydlo 2007a). V mělkých stojatých vodách *Scirpo fluitantis-Potametum polygonifolii* často tvoří mozaiku s jinými typy

Obr. 58. *Scirpo fluitantis-Potametum polygonifolii.* Porost rdestu rdesnolistého (*Potamogeton polygonifolius*) v Pekelském potoce u Pastvin v Ašském výběžku. (A. Vydrová 2008.)
Fig. 58. A stand of *Potamogeton polygonifolius* in Pekelský brook near Pastviny, Cheb district, western Bohemia.

mokřadní vegetace, které na ně navazují v sukcesi. U nás jde hlavně o některé porosty rákosin a vysokých ostřic, např. asociace *Equisetetum fluviatilis* a *Equiseto fluviatilis-Caricetum rostratae*, nebo společenstva vytrvalých obojživelných bylin, zejména asociace *Ranunculo-Juncetum bulbosi* (Rydlo 2007a). Ze zahraničí jsou známy případy vytlačování porostů *Potamogeton polygonifolius* druhem *Juncus bulbosus* při velmi silné acidifikaci, čemuž lze zabránit mírným zvýšením pH na stanovišti (Brouwer & Roelofs 2001). K rychlé sukcesi konkurenčně silnějších typů mokřadní vegetace na stanovištích společenstva *Scirpo fluitantis-Potametum polygonifolii* však častěji dochází při eutrofizaci prostředí. Pokud se velké množství živin udržuje v bahně na dně nádrží, je možné obnovit vhodné podmínky pro výskyt asociace odstraněním sedimentů (Brouwer & Roelofs 2001). Na našich lokalitách této vegetace, zejména v tekoucích vodách, v současnosti není nutný žádný management. Na rybnících je možné podle potřeby mírně prohloubit tůňky v rašelinném substrátu nebo odstraňovat porosty konkurenčně silnějších druhů; tyto zásahy však musí zohledňovat výskyt ochranářsky cenné rašeliništní vegetace.

Rozšíření. Druh *Potamogeton polygonifolius* má souvislé rozšíření v západní a severozápadní Evropě, odkud zasahuje do jižní Skandinávie, západní části střední Evropy, na sever Pyrenejského poloostrova, Korsiku a do severozápadní Itálie. Izolované výskyty se nacházejí i v severní Africe a Severní Americe (Kaplan in Štěpánková et al. 2010: 329–384). Asociace *Scirpo fluitantis-Potametum polygonifolii* je pod různými jmény doložena z Portugalska (Costa et al. 1999), Španělska (Arnáiz & Molina 1985), Nizozemska (Schipper et al. in Schaminée et al. 1995: 65–108), Německa (Doll 1991b, Rennwald 2000, Schubert et al. 2001a, Hilbig in Schubert et al. 2001b: 225–238) a Francie (Allorge 1921, Corillion 1957, Julve 1993). Pravděpodobný je i výskyt ve Velké Británii, kde jsou porosty s velkou pokryvností *Potamogeton polygonifolius* uváděny jako součást asociace *Nymphaeetum albae* (Rodwell 1995). Výskyty v teplejších oblastech jsou vázány na horské polohy (Arnáiz & Molina 1985). V České republice se tato asociace vyskytuje pouze v Ašském výběžku. Fytocenologickými snímky je doložena z říčky Rokytnice, jejích přítoků a dvou rybníků v jejím povodí, ležících u obce Studánka (Rydlo 2007a). Tyto výskyty se nacházejí na východní hranici rozšíření společenstva ve střední Evropě (Kaplan in Štěpánková et al. 2010: 329–384).

Hospodářský význam a ohrožení. Význam asociace spočívá především v zachování biodiverzity vodních makrofytů. Indikuje malý obsah živin a znečišťujících látek v prostředí, takže nádrže,



Obr. 59. Rozšíření asociace VBB03 *Scirpo fluitantis-Potametum polygonifolii.*
Fig. 59. Distribution of the association VBB03 *Scirpo fluitantis-Potametum polygonifolii.*

kde se vyskytuje, mohou sloužit jako zdroj pitné vody. Společenstvo je potenciálně ohroženo úpravami vodních toků, eutrofizací a s tím spojenou nežádoucí sukcesí.

Syntaxonomická poznámka. Originální diagnóza této asociace (Allorge 1921) je založena na fytocenologických snímcích ze severní Francie, v nichž se vedle *Potamogeton polygonifolius* vyskytuje s větší pokryvností i západoevropský druh *Eleogiton fluitans*, který v České republice neroste. Není proto jisté, zda tato vegetace odpovídá našim porostům. Jelikož však naše lokality leží na východním okraji areálu vegetace s *Potamogeton polygonifolius*, jsou v porovnání se západoevropskými ochuzené o některé druhy. Přesnější zařazení našich společenstev s *P. polygonifolius* by bylo možné jedině po revizi souboru snímků v rámci celého areálu této vegetace. Některé porosty s dominantním *P. polygonifolius* lze i u nás považovat za přechod mezi vegetací vodních makrofytů a porosty vytrvalých obojživelných rostlin. Porosty s malou pokryvností druhů třídy *Littorelletea uniflorae* lze klasifikovat v rámci asociace *Scirpo fluitantis-Potametum polygonifolii*. Analogicky hodnotíme i porosty s *Potamogeton polygonifolius* na rašeliništích: ty lze podle vzájemného poměru pokryvnosti tohoto druhu a druhů rašeliništní vegetace považovat buď za asociaci *Scirpo fluitantis-Potametum polygonifolii*, anebo za rašeliništní vegetaci třídy *Oxycocco-Sphagnetea*.

■ **Summary.** This vegetation forms small stands dominated by *Potamogeton polygonifolius*, which possesses both natant and submerged leaves. In mires, this species can occur in a terrestrial growth form without submerged leaves. It occurs in oligotrophic to mesotrophic, usually 5–20 cm deep water of submontane brooks and fishpond margins with peat accumulation. This association has an oceanic distribution range in Europe, and in the Czech Republic it occurs only at a few sites in the westernmost part of the country.

VBB04
Potametum lucentis Hueck 1931
Vegetace mělkých eutrofních vod s rdestem světlým

Tabulka 4, sloupec 4 (str. 147)

Orig. (Hueck 1931): *Potametum lucentis*

Syn.: *Potametum lucentis* Graebner et Hueck 1931 (§ 33), *Potametum natanti-lucentis* Kästner et Flössner 1938, *Potametum perfoliato-lucentis* Blaženčić et Blaženčić 1989 p. p.

Diagnostické druhy: ***Potamogeton lucens***

Konstantní druhy: *Lemna minor*, ***Potamogeton lucens***

Dominantní druhy: *Lemna minor*, ***Potamogeton lucens***

Formální definice: *Potamogeton lucens* pokr. > 25 % NOT *Alisma gramineum* pokr. > 25 % NOT *Glyceria fluitans* pokr. > 25 % NOT *Phragmites australis* pokr. > 25 % NOT *Potamogeton natans* pokr. > 50 % NOT *Schoenoplectus lacustris* pokr. > 25 %

Struktura a druhové složení. V porostech této asociace dominuje ponořený širokolistý rdest světlý (*Potamogeton lucens*). Vytváří mohutné trsy dlouhých stonků hustě olistěných poloprůsvitnými, světle zelenými listy, které mají často zlatavý odstín. Silně zapojené porosty tohoto rdestu mají nezřídka charakter monocenóz. Existují však i druhově bohatší porosty, v nichž se vedle dominanty vyskytuje i několik dalších druhů rdestů (např. *Potamogeton pectinatus* a *P. trichoides*) a jiných ponořených vodních makrofytů (např. *Batrachium circinatum* a *Ceratophyllum demersum*). Natantní vrstva porostů, pokud je vyvinuta, bývá fragmentární a vyskytují se v ní nejčastěji *Lemna minor*, *Persicaria amphibia* a *Potamogeton natans*. V mělké vodě přistupují některé druhy rákosin a vysokých ostřic, jejich pokryvnost je však zanedbatelná. Počet druhů cévnatých rostlin zaznamenaných v této asociaci se nejčastěji pohybuje v rozmezí 3–6 na ploše 6–25 m^2.

Stanoviště. Tato vegetace u nás osídluje nejčastěji stojaté a mírně tekoucí vody, zejména rybníky, mrtvá říční ramena, aluviální tůně, pískovny v pokročilejším stadiu sukcese a klidné úseky toků. Ze zahraničí je uváděna také z jezer, kde zasahuje do hloubek 3–7 m (Tomaszewicz 1979, Blaženčić & Blaženčić 2005, Matuszkiewicz 2007). U nás se vyskytuje zpravidla v hloubkách 50–100 cm, avšak dobře prospívá i v hloubkách kolem 20 cm. Stanoviště s výskytem tohoto společenstva jsou

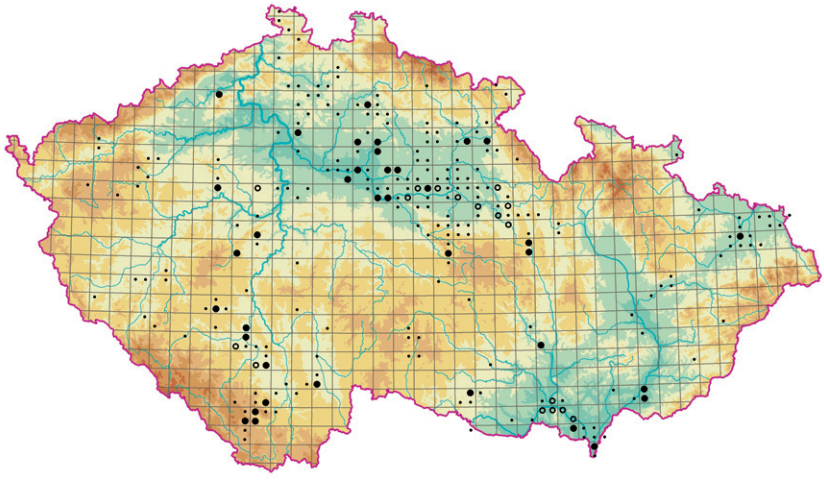
Obr. 60. *Potametum lucentis*. Rdest světlý (*Potamogeton lucens*) v malém plůdkovém rybníce u Dívčic na Českobudějovicku. (K. Šumberová 2006.)
Fig. 60. *Potamogeton lucens* in a small fry pond near Dívčice, České Budějovice district, southern Bohemia.

zpravidla plně osluněná. Dno může být jílovité až štěrkovité, často s vrstvou úživného organogenního bahna. Tato vegetace má optimum v mezotrofních až přirozeně eutrofních vodách, které jsou dobře průhledné (Hejný & Husák in Dykyjová & Květ 1978: 23–64, Oťaheľová in Valachovič et al. 1995: 153–179, Hilbig in Schubert et al. 2001b: 225–238, Matuszkiewicz 2007). Zahraniční literatura uvádí pH vody 7,0–8,7, pH substrátu až kolem 6, velký obsah iontů Ca^{2+} ve vodě a SO_4^{2-} ve vodě i v substrátu a malý obsah iontů PO_4^{3-} v substrátu (Spence in Burnett 1964: 306–425, Doll 1991b, Blaženčić & Blaženčić 2005, Kłosowski 2006). Ve střední Evropě je tato asociace známa hlavně z nížin a teplejších pahorkatin; naše nejvýše položené lokality leží ve výšce 570–770 m n. m. V jižní Evropě tato vegetace vystupuje až do nadmořských výšek kolem 1400–2000 m (Blaženčić & Blaženčić 2005).

Dynamika a management. Tato vegetace u nás původně osídlovala nejspíše mrtvá říční ramena a později se rozšířila i do rybníků. Upřednostňuje pokročilejší vývojová stadia vodních nádrží s hlubšími organickými sedimenty na dně (van Geest et al. 2005a). Ve 20. století porosty této asociace z mnoha našich lokalit vymizely vlivem vysychání stanovišť v říčních nivách nebo intenzifikace rybničního hospodaření. Hlavním negativním vlivem bylo zřejmě silné zvýšení obsádek tržního kapra a následné zmenšení průhlednosti vody (Hejný & Husák in Dykyjová & Květ 1978: 23–64). Naopak vápnění a mírné hnojení za současného udržení dobré průhlednosti vody tuto vegetaci podporuje. V současnosti se takové podmínky vyskytují například v plůdkových rybnících. Překážkou by nemělo být ani letnění rybníků, neboť *Potamogeton lucens* po letnění dobře regeneruje z hluboko uložených mohutných oddenků (Podubský 1948, Hejný & Husák in Dykyjová & Květ 1978: 23–64). Vydrová & Pavlíčko (1999) uvádějí dobrou regeneraci společenstva i po odbahnění rybníků. Toto společenstvo sice někdy, hlavně v menších nádržích, porůstá velkou plochu, ale zpravidla se nechová expanzivně a nemusí být omezová-

no. Jeho management je zpravidla bezzásahový. V sukcesi na ně navazují nejčastěji porosty vodních rostlin nekořenících ve dně, zejména růžkatců (*Ceratophyllum* spp.) a okřehků (*Lemna* spp.). Hejný & Husák (in Dykyjová & Květ 1978: 23–64) uvádějí jako navazující vegetaci na stanovištích s hlubší vrstvou organického bahna asociaci *Potametum natantis*, která se však u nás dnes vyskytuje hlavně v chladnějších pahorkatinách, převážně mimo oblast výskytu asociace *Potametum lucentis*.

Rozšíření. Asociace *Potametum lucentis* je rozšířena v temperátní zóně Evropy a západní Asie, místy zasahuje až do zóny boreální. Diagnostický druh *Potamogeton lucens* se vzácně vyskytuje i v severní Africe, Eritreji a subtropech a tropech východní a jihovýchodní Asie (Meusel et al. 1965, Hultén & Fries 1986, Kaplan in Štěpánková et al. 2010: 329–384). V Evropě je tato vegetace udávána z Pyrenejského poloostrova (Rivas-Martínez et al. 2001), Francie (Corillion 1957, Ferrez et al. 2009), Skotska (Spence in Burnett 1964: 306–425), Nizozemska (Schipper et al. in Schaminée et al. 1995: 65–108), zemí severní Evropy (Dierßen 1996, Lawesson 2004), Německa (Pott 1995, Görs in Oberdorfer 1998: 99–108, Rennwald 2000, Schubert et al. 2001a, Hilbig in Schubert et al. 2001b: 225–238, Berg et al. in Berg et al. 2004: 102–113), Polska (Tomaszewicz 1979, Matuszkiewicz 2007), Slovenska (Oťaheľová in Valachovič et al. 1995: 153–179), Maďarska (Borhidi 2003), Rakouska (Schratt in Grabherr & Mucina 1993: 55–78), Itálie (Venanzoni & Gigante 2000, Tomaselli et al. 2006), Slovinska (Gaberščik et al. 2003), Chorvatska (Topić 1989), Černé hory (Blaženčić & Blaženčić 1989, 2005), Řecka (Gradstein & Smittenberg 1977, Dimopoulos et al. 2005), Bulharska (Tzonev et al. 2009), Rumunska (Popescu & Coldea in Coldea 1997: 36–53), Ukrajiny (Dubyna 2006), Litvy (Balevičienė & Balevičius 2006), Estonska (Miljan 1933), Astrachaňské oblasti a podhůří Jižního Uralu v evropské části Ruska (Klotz & Köck 1984, Korotkov et al. 1991, Jamalov et al. 2004), západní Sibiře (Kiprijanova 2000), od jezera Bajkal (Chytrý et al. 1993) a z Mongolska (Hilbig 2000b). V České republice pochází nejvíce doložených výskytů této vegetace z Poděbradska, Nymburska a Pardubicka (Husák & Rydlo 1985, Černohous & Husák 1986, Rydlo 1987b, 2005a), Českobudějovické pánve a přilehlých pahorkatin (Hejný, nepubl., Šumberová, nepubl.) a dolního Podyjí



Obr. 61. Rozšíření asociace VBB04 *Potametum lucentis*; existující fytocenologické snímky dávají dosti neúplný obraz skutečného rozšíření této asociace, proto jsou malými tečkami označena místa s výskytem diagnostického druhu *Potamogeton lucens* podle floristických databází.

Fig. 61. Distribution of the association VBB04 *Potametum lucentis*; available relevés provide an incomplete picture of the actual distribution of this association, therefore the sites with occurrence of its diagnostic species, *Potamogeton lucens*, according to floristic databases, are indicated by small dots.

a Pomoraví (Fiala 1964, Šeda & Šponar 1982, Vicherek et al. 2000, Husák in Hrib 2007: 76–92). Dále existují údaje například z Milešovského středohoří (Rydlo 2006e), Křivoklátska (Rydlo in Kolbek et al. 1999: 35–111), Příbramska a Dobříšska (Rydlo 2006a), Železných hor (Jirásek 1998), Svitavska (Štefka & Šeda 1984) a Poodří (Koutecká 1980, bez bližší lokalizace, Sovík 2004). Nejvýše položené lokality se nacházejí v podhůří Šumavy na Českokrumlovsku v nadmořské výšce 570–580 m, ojediněle až 770 m (Vydrová & Pavlíčko 1999).

Variabilita. Variabilita této vegetace je nevýrazná. V mělkých stojatých vodách nížin se většinou vyskytují druhově bohatší porosty, zatímco v chladnějších oblastech a v tocích jsou častější monocenózy rdestu světlého.

Hospodářský význam a ohrožení. Tato vegetace je významná pro zachování biodiverzity mokřadní vegetace a na ni vázaných bezobratlých i obratlovců. V rybničním hodpodaření je užitečná jako úkryt rybího plůdku, přispívá k okysličování vody a rozvoji rybí potravy. Je ohrožena takovým využitím stanovišť, při kterém dochází k velkému zhoršení průhlednosti vody nebo mechanickému narušování porostů (např. chov silných obsádek tržního kapra, rekreace a lodní doprava), a dále rychlým zazemňováním a vysycháním mělkých vod nebo jejich přímým ničením.

■ **Summary.** This association includes stands of *Potamogeton lucens*, a submerged, broad-leaved species, which occurs in clear, mesotrophic to naturally eutrophic water, usually 50–100 cm deep, with an accumulation of organic sediment on the bottom. Its habitats include fishponds, oxbows, alluvial pools, flooded sand pits in advanced successional stages, and lentic sections of streams. This vegetation type is scattered across the Czech Republic, but it has disappeared from many localities, mainly due to intensification of fishpond management and increase in water turbidity.

Tabulka 4. Synoptická tabulka asociací vegetace převážně ponořených vodních rostlin zakořeněných ve dně (třída *Potametea*, část 2: *Potamion*).
Table 4. Synoptic table of the associations of vegetation of predominantly submerged aquatic plants rooted in the bottom (class *Potametea*, part 2: *Potamion*).

1 – VBB01. *Potametum natantis*
2 – VBB02. *Potametum graminei*
3 – VBB03. *Scirpo fluitantis-Potametum polygonifolii*
4 – VBB04. *Potametum lucentis*
5 – VBB05. *Potametum perfoliati*
6 – VBB06. *Elodeetum canadensis*
7 – VBB07. *Potamo pectinati-Myriophylletum spicati*
8 – VBB08. *Myriophylletum verticillati*
9 – VBB09. *Potametum tenuifolii*
10 – VBB10. *Groenlandietum densae*
11 – VBB11. *Potametum denso-nodosi*
12 – VBB12. *Potametum praelongi*
13 – VBB13. *Potametum zizii*
14 – VBB14. *Parvo-Potamo-Zannichellietum pedicellatae*
15 – VBB15. *Potametum trichoidis*
16 – VBB16. *Najadetum marinae*
17 – VBB17. *Najadetum minoris*
18 – VBB18. *Potametum crispi*
19 – VBB19. *Potametum crispo-obtusifolii*
20 – VBB20. *Potametum pectinati*
21 – VBB21. *Potametum pusilli*
22 – VBB22. *Potametum acutifolii*
23 – VBB23. *Potametum friesii*

Tabulka 4

Sloupec číslo	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Počet snímků	204	12	8	68	22	141	92	19	25	2
Potametum natantis										
Potamogeton natans	100	33	13	22	.	9	3	.	20	.
Potametum graminei										
Potamogeton gramineus	.	100	.	.	.	.	.	.	.	.
Scirpo fluitantis-Potametum polygonifolii										
Potamogeton polygonifolius	.	.	100	.	.	.	.	.	.	.
Juncus bulbosus	2	.	38	.	.	1	.	.	.	.
Potametum lucentis										
Potamogeton lucens	6	8	.	100	.	1	2	5	.	.
Potametum perfoliati										
Potamogeton perfoliatus	1	.	.	1	100	1	2	.	.	.
Elodeetum canadensis										
Elodea canadensis	11	.	.	1	5	100	5	5	24	.
Potamo pectinati-Myriophylletum spicati										
Myriophyllum spicatum	2	.	.	9	23	4	100	11	.	.
Myriophylletum verticillati										
Myriophyllum verticillatum	1	.	.	4	.	.	3	100	.	.
Potametum tenuifolii										
Potamogeton alpinus	.	.	13	.	.	.	.	.	100	.
Sparganium emersum	7	8	.	1	9	4	1	5	40	.
Groenlandietum densae										
Groenlandia densa	.	.	.	.	.	.	.	.	.	100
Potametum denso-nodosi										
Potamogeton nodosus	1	.	.	.	.	1	1	.	.	.
Nuphar lutea	1	.	.	3	23	.	1	11	.	.
Potametum praelongi										
Potamogeton praelongus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Potametum zizii										
Potamogeton ×angustifolius	.	8	.	1	.	1	.	.	.	.
Ricciocarpos natans	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Schoenoplectus lacustris	2	8	.	4	.	.	.	.	.	.
Parvo-Potamo-Zannichellietum pedicellatae										
Zannichellia palustris	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.

11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23
41	8	6	46	26	10	5	130	27	125	66	15	1
5	13	17	4	15	10	.	1	30	9	11	47	.
.	.	67	.	.	.	.	.	4	.	.	13	.
.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	7	.
.	.	67	2	8	20	20	1	15	4	6	20	.
.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.
5	13	.	2	4	10	.	9	11	2	.	20	.
12	.	.	4	8	50	40	3	4	7	5	13	.
.	13	.	.	.	.	.	2	.	.	.	.	.
.	13	.	.	.	.	.	.	4	.	.	.	.
12	13	.	.	.	.	.	1	7	10	6	7	.
.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
100	.	.	.	.	.	.	1	.	1	.	.	.
27	25	.	.	.	10	.	1	.	1	.	.	.
.	100	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
.	.	100	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
.	.	67	.	4	.	.	.	.	1	2	.	.
.	.	33	.	.	.	.	.	4	.	.	.	.
.	.	.	100	.	.	.	7	4	4	11	.	.

Tabulka 4 (pokračování ze strany 148–149)

Sloupec číslo	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Potametum trichoidis										
Potamogeton trichoides	1	.	.	4	.	1	1	.	.	.
Najadetum marinae										
Najas marina	.	8	.	.	.	.	.	5	.	.
Batrachium circinatum	3	17	.	15	.	4	7	5	4	.
Najadetum minoris										
Najas minor	.	.	.	.	.	1	.	5	.	.
Ceratophyllum demersum	4	8	.	26	5	13	13	5	4	.
Butomus umbellatus	.	.	.	3	.	1	4	.	.	.
Lemna minor	44	8	.	50	36	56	29	58	36	50
Potametum crispi										
Potamogeton crispus	6	.	.	9	.	13	9	5	4	.
Potametum crispo-obtusifolii										
Potamogeton obtusifolius	1	.	.	1	.	1	.	5	12	.
Potametum pectinati										
Potamogeton pectinatus	5	25	.	22	9	5	14	.	.	.
Potametum pusilli										
Potamogeton pusillus agg.	3	33	.	10	14	9	7	16	20	.
Potametum acutifolii										
Potamogeton acutifolius	4	8	.	4	.	.	.	.	4	.
Potametum friesii										
Potamogeton friesii	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Diagnostické druhy pro dvě asociace										
Spirodela polyrhiza	18	.	.	19	23	25	13	26	4	.
Lemna trisulca	4	.	.	19	5	4	2	21	4	.
Utricularia australis	9	17	.	9	.	3	3	5	8	.
Ostatní druhy s vyšší frekvencí										
Callitriche palustris s. l.	3	.	.	6	.	7	2	16	8	.
Alisma plantago-aquatica	3	33	.	7	5	4	.	11	4	.
Sagittaria sagittifolia	5	17	.	10	5	4	1	5	4	.
Persicaria amphibia	4	8	.	19	.	3	4	.	.	.
Equisetum fluviatile	6	.	25	.	.	2	.	.	4	.
Oenanthe aquatica	2	8	.	3	.	2	1	.	.	.
Phragmites australis	1	25	.	1	5	1	1	16	.	.
Typha latifolia	1	8	.	1	5	2	2	.	4	.
Typha angustifolia	2	8	.	.	.	.	1	.	.	.
Carex rostrata	1	.	38	.	.	.	.	.	4	.

11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23
.	.	.	.	100	.	.	1	7	5	8	7	.
.	.	.	.	.	100	20	.	4	.	.	.	.
.	.	.	2	15	20	.	2	4	4	8	7	.
.	.	.	.	.	.	100	.	.	.	.	.	.
20	13	.	.	19	30	100	9	19	19	14	.	.
12	.	.	4	4	10	40	2	.	12	2	.	.
73	38	50	37	54	20	100	38	56	40	55	33	100
17	38	.	28	8	30	40	100	4	15	9	13	.
.	13	.	.	.	.	.	1	100	1	3	20	.
7	.	17	20	23	30	40	9	.	100	21	20	.
7	.	.	39	12	40	60	6	15	9	100	40	100
.	.	.	2	4	.	.	.	19	.	.	100	.
.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	100
61	.	.	17	31	10	100	14	11	15	17	7	.
.	38	67	.	8	.	20	2	19	3	8	13	.
.	.	67	.	8	.	.	1	19	.	9	47	.
.	.	.	13	8	.	20	2	7	6	18	.	.
.	.	.	13	8	.	20	2	4	2	9	13	.
7	13	.	.	8	.	20	2	11	2	2	13	.
5	.	33	.	4	.	.	.	7	1	3	.	.
.	.	.	.	.	.	.	.	4	.	3	.	.
.	.	.	2	.	.	20	1	.	2	.	7	.
.	.	33	2	.	20	.	.	4	1	.	.	.
.	.	33	4	.	.	.	.	.	1	2	.	.
.	.	33	.	.	.	.	.	4	1	.	7	.
.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.

VBB05
Potametum perfoliati
Miljan 1933
Vegetace mezotrofních vod s rdestem prorostlým

Tabulka 4, sloupec 5 (str. 147)

Orig. (Miljan 1933): *Potametum perfoliati*
Syn.: *Potametum perfoliato-crispi* Bellot 1951 p. p., *Potametum pectinato-perfoliati* den Hartog et Segal 1964 p. p., *Potametum perfoliati* Passarge 1964, *Potametum perfoliato-lucentis* Blaženčić et Blaženčić 1989 p. p.

Diagnostické druhy: ***Potamogeton perfoliatus***
Konstantní druhy: ***Potamogeton perfoliatus***
Dominantní druhy: ***Potamogeton perfoliatus***

Formální definice: *Potamogeton perfoliatus* pokr. > 25 %

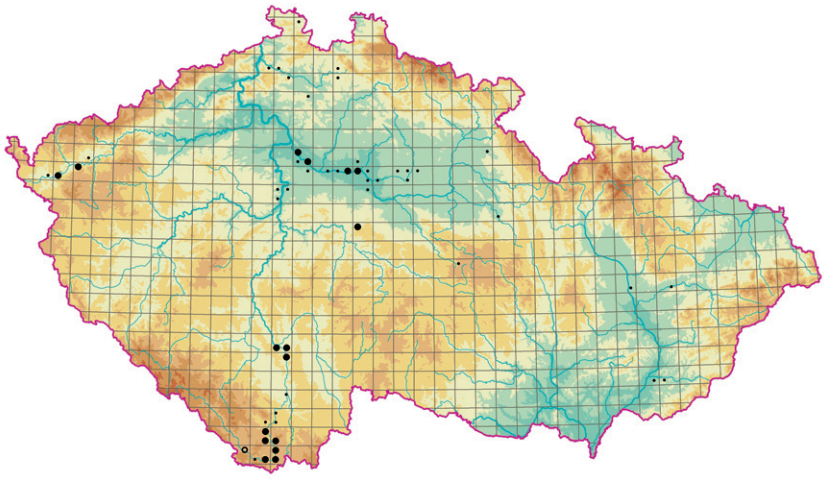
Struktura a druhové složení. V porostech této asociace dominuje ponořený rdest prorostlý (*Potamogeton perfoliatus*), který se vyznačuje dlouhými, pevnými, bohatě rozvětvenými a olistěnými lodyhami. Listy jsou poloprůsvitné, s výraznou žilnatinou a ve srovnání s ostatními druhy širokolistých rdestů poměrně malé, což tomuto druhu umožňuje růst i v rychleji tekoucích vodách. Jde o druhově chudé společenstvo, které má nezřídka charakter monocenózy. V rychleji tekoucích vodách se společně s dominantním *P. perfoliatus* vyskytuje např. *Batrachium fluitans*, naopak v pomalu tekoucích a stojatých vodách se mohou objevovat druhy *Lemna minor* a *Nuphar lutea*. Dosti častým průvodním druhem ve všech typech vod je *Myriophyllum spicatum*. V porostech této asociace na našem území byly obvykle zaznamenány 2–4 druhy cévnatých rostlin na ploše 16–25 m^2. Vzácně bylo vyvinuto i mechové patro tvořené druhem *Fontinalis antipyretica*.

Stanoviště. Tato vegetace osídluje různé typy mezotrofních až eutrofních, tekoucích, vzácněji

Obr. 62. *Potametum perfoliati.* Porost rdestu prorostlého (*Potamogeton perfoliatus*) v řece Ohři pod Chotíkovem na Sokolovsku. (A. Vydrová 2008.)
Fig. 62. A stand of *Potamogeton perfoliatus* in the Ohře river below Chotíkov, Sokolov district, western Bohemia.

i stojatých vod. U nás se v současnosti vyskytuje pouze v řekách a velmi vzácně i v pískovnách a hlinících, ale v minulosti byla místy zjištěna i v rybnících. Společenstvo bylo u nás zaznamenáno převážně ve vodách o hloubce 50–200 cm. V zahraničí je tato vegetace doložena i z jezer, kde díky velké průhlednosti vody zasahuje až do hloubky 5 m (Tomaszewicz 1979, Hilbig in Schubert et al. 2001b: 225–238). Stanoviště jsou zpravidla plně osluněná, substrát dna je nejčastěji minerální, s velkým podílem štěrku a kamenů. Jemnozrnnější substráty s velkým obsahem organické hmoty nejsou pro tuto vegetaci optimální a indikují přechod ke společenstvům jiných vodních makrofytů, např. k asociaci *Nymphaeo albae-Nupharetum luteae*, ve stojatých vodách o vyšší průhlednosti pak k *Potametum lucentis*. Na stanovištích s minerálním substrátem, avšak s vysokou trofií a malou průhledností vody, bývá *Potametum perfoliati* nahrazeno asociacemi *Potamo pectinati-Myriophylletum spicati* nebo *Potametum crispi* (Feldmann & Nõges 2007). S výjimkou jediné hodnoty pH 6,9, naměřené ve Vltavě (Sýkora 1937), nejsou pro asociaci *Potametum perfoliati* z našeho území k dispozici bližší údaje o chemismu vody a substrátu. Ze zahraničí je asociace většinou uváděna z vod bohatých vápníkem, jejichž pH se pohybuje mezi 7,0 a 8,5 (Tomaszewicz 1979, Paal & Trei 2004, Kłosowski 2006). Poněkud nižší je pH substrátu, ležící v rozmezí 6,2–8,2. Pro substrát je dále charakteristický velmi malý obsah celkového dusíku (Kłosowski 2006). Uvedená měření však pocházejí z jezer, která se mohou zejména trofií vody dosti lišit od našich stanovišť této vegetace. Například v řekách, u nás zejména v Labi, se toto společenstvo vyskytuje i ve vodě s větším obsahem živin a menší průhledností. Společenstvo snáší i chladné prostředí, což dokládá jednak jeho výskyt v chladných proudících vodách a vysokohorských jezerech, jednak areál zasahující do boreální zóny (Dierßen 1996). U nás však bylo i v minulosti doloženo hlavně z nížin a pahorkatin, což zřejmě souvisí s jeho vazbou na vápnité substráty.

Dynamika a management. *Potametum perfoliati* je přirozenou vegetací tekoucích i stojatých vod, vázanou na raná stadia sukcese a snášející silné mechanické narušování. U nás bylo pravděpodobně vždy omezeno hlavně na toky a do rybníků pronikalo vzácně, o čemž svědčí údaje o výskytu *Potamogeton perfoliatus* (Kaplan in Štěpánková et al. 2010: 329–384). Šlo nejspíš hlavně o průtočné rybníky v oblastech s vápnitým podložím (Hejný in Hejný 2000a: 95). Ve druhé polovině 20. století se tato vegetace přechodně objevila v některých rybnících v oblastech s kyselým nevápnitým podložím, což byl důsledek aplikace větších dávek vápna do rybníků. Husák & Krahulec (1994) uvádějí, že na Třeboňsku *Potametum perfoliati* nahradilo obojživelné porosty asociace *Eleocharito-Littorelletum uniflorae*. S růstem rybích obsádek a trofie vody a se zhoršením její průhlednosti však společenstvo ve všech oblastech rychle ustoupilo. Je možné, že se projevil i vliv rychlejší sedimentace organického bahna v souvislosti s omezením letnění rybníků nebo konkurence odolnějších vodních makrofytů. Podobný vývoj, směřující ke společenstvu s dominancí *Myriophyllum spicatum*, byl doložen i ze zahraničí (Feldmann & Nõges 2007). V řekách je sukcese vlivem proudění vody více blokována a charakter dna je často mozaikovitý, což umožňuje koexistenci více typů makrofytní vegetace; to je zřejmě jeden z hlavních důvodů přežívání porostů s *Potamogeton perfoliatus* i v tocích se znečištěnou vodou. Ústup porostů druhu *P. perfoliatus* z krajiny asi nejvíce urychlily regulace vodních toků, které omezily vznik nových stanovišť s vhodným substrátem. Ze zahraničí je udávána vazba porostů *P. perfoliatus* na neregulované toky se štěrkovitým dnem (Baattrup-Pedersen & Riis 1999). Některé lokality, u nás například v horní Vltavě, zanikly zatopením říčních koryt po výstavbě přehradních nádrží. *Potamogeton perfoliatus* je rovněž citlivý na časté vlnobití, které vzniká například při pohybu motorových plavidel. Ústup v souvislosti s lodní dopravou byl v minulosti zaznamenán v Labi (Rydlo 2007b). V našich tocích se *Potametum perfoliati* navzdory regulacím dosud vzácně udrželo a například v Labi se v posledních letech díky zlepšení kvality vody a zrušení lodní dopravy uhlí mírně rozšířilo (Rydlo 2007b). Ukazuje to na možnost rychlé regenerace společenstva, jestliže se obnoví příznivé podmínky a je k dispozici zdroj diaspor. Ústup této asociace je doložen i z některých dalších evropských zemí (Wiegleb et al. 1991, Hilbig in Schubert et al. 2001b: 225–238), naproti tomu jinde bylo zaznamenáno šíření (Oťaheľová in Valachovič et al. 1995: 153–179). V severní Evropě *Potamogeton perfoliatus* vlivem eutrofizace osídluje stanoviště s dřívějším výskytem citlivějších druhů, např. *P. alpinus* (Sand-Jensen et al. 2000); to však



Obr. 63. Rozšíření asociace VBB05 *Potametum perfoliati*; malými tečkami jsou označena místa s výskytem diagnostického druhu *Potamogeton perfoliatus* podle floristických databází.
Fig. 63. Distribution of the association VBB05 *Potametum perfoliati*; small dots indicate occurrences of its diagnostic species, *Potamogeton perfoliatus*, according to floristic databases.

souvisí spíše s pozdějším nástupem eutrofizace. Je možné, že ústup společenstva v některých zemích je do jisté míry ovlivněn expanzí jiných makrofytů při oteplování vod, které je způsobeno odpadním teplem nebo prohříváním stojatých vod v extrémně teplých letech. Cílený ochranářský management této vegetace je obtížný, protože je hlavně nutné omezit znečištění povrchových vod. Ve stojatých vodách s porosty *Potamogeton perfoliatus* může být zapotřebí občas odstranit vrstvu organického bahna. V úsecích toků s dosud hojným výskytem této vegetace by bylo žádoucí regulovat lodní provoz, včetně malých motorových člunů a skútrů.

Rozšíření. *Potamogeton perfoliatus* se vyskytuje v tropické až arktické zóně Eurasie, severní polovině Afriky, Austrálii a vzácně i v Severní a Střední Americe; ve větší části Severní Ameriky jej nahrazuje příbuzný druh *P. richardsonii* (Hultén & Fries 1986, Wiegleb & Kaplan 1998). V areálu druhu *P. perfoliatus* je možno očekávat i výskyt asociace *Potametum perfoliati*. Tato vegetace se pod různými jmény uvádí ze Skotska (Spence in Burnett 1964: 306–425), Pyrenejského poloostrova (Rivas-Martínez et al. 2001), Francie (Julve 1993, Ferrez et al. 2009), Nizozemska (Schipper et al. in Schaminée et al. 1995: 65–108), Německa (Pott 1995, Görs in Oberdorfer 1998: 99–108, Rennwald 2000, Schubert et al. 2001a, Hilbig in Schubert et al. 2001b: 225–238), Polska (Tomaszewicz 1979, Matuszkiewicz 2007), Slovenska (Oťaheľová in Valachovič et al. 1995: 153–179), Maďarska (Borhidi 2003), Rakouska (Schratt in Grabherr & Mucina 1993: 55–78), Itálie (Venanzoni & Gigante 2000), Chorvatska (Ranđelović et al. 1993), Bosny a Hercegoviny (Jasprica & Carić 2002), Černé hory (Blaženčić & Blaženčić 1989), Srbska (Blaženčić & Blaženčić 1983, Lakušić et al. 2005), Rumunska (Popescu & Coldea in Coldea 1997: 36–53), Ukrajiny (Dubyna 2006), Litvy (Balevičienė & Balevičius 2006), Estonska (Miljan 1933, Paal & Trei 2004, Trei & Pedusaar 2006), zemí severní Evropy (Dierßen 1996, Nurminen 2003), dolního Povolží a podhůří Jižního Uralu v evropské části Ruska (Klotz & Köck 1984, Korotkov et al. 1991, Jamalov et al. 2004), západní Sibiře (Kiprijanova 2000, Taran 2000, Taran & Tjurin 2006), od jezera Bajkal (Chytrý et al. 1993), z Mongolska (Hilbig 2000b) a indického Kašmíru (Zutshi 1975). V České republice pochází převážná část fytocenologických snímků z řečiště Labe mezi Nymburkem a Neratovicemi (Rydlo 1987b, 2007b) a z Vltavy mezi Vyšším Brodem a Zlatou Korunou a mezi Hněvkovicemi a Týnem nad Vltavou (Rydlo & Vydrová 2000). Starý údaj je k dispozici i z Vltavy u Frymburka, kde je dnes koryto zaplaveno přehradní nádrží Lipno (Sýkora 1937). Dále existují údaje z řečiště Ohře u obcí

Mostkov poblíž Kynšperka nad Ohří a Staré Sedlo na Sokolovsku (Pivoňková & Rydlo 1992), pískovny u Stratova na Nymbursku (Rydlo 2005a) a hliníku u Chmeliště na Kutnohorsku (Rydlo, nepubl).

Hospodářský význam a ohrožení. Tato vegetace je u nás vzhledem ke své vzácnosti významná hlavně pro ochranu biodiverzity mokřadů. Druh *Potamogeton perfoliatus* je hodnocen jako silně ohrožený (Holub & Procházka 2000). V řekách jeho porosty vytvářejí vhodné prostředí pro úkryt a tření ryb a biotop různých bezobratlých (Hejný in Hejný 2000a: 95). Je ceněn i jako akvarijní rostlina. Díky své schopnosti vázat toxické kovy je využitelný při čištění odpadních vod (Greger & Kautsky 1991, Hejný in Hejný 2000a: 95, Prasad & Freitas 2003). Za příznivých podmínek, zejména při dobré průhlednosti vody, může dojít k masovému rozvoji porostů, a je tudíž nutné je omezit, např. v rekreačně využívaných vodách (Hilt et al. 2006). Na druhé straně tuto vegetaci ohrožuje masová rekreace, silná eutrofizace, lodní doprava a regulace vodních toků (Baattrup-Pedersen & Riis 1999, Kuczyńska-Kippen et al. 2003, Rydlo 2007b).

■ **Summary.** This vegetation type is dominated by submerged species *Potamogeton perfoliatus*. It occurs in mesotrophic to eutrophic rivers, rarely also in flooded sand and loam pits, at water depths of 50–200 cm. In the past it was also recorded in some fishponds. It is typical of early stages of terrestrialization, which are characterized by a mineral bottom with stones and gravel. In the Czech Republic this is a rare vegetation type, occurring mainly in some sections of the Labe, Vltava and Ohře rivers.

VBB06 *Elodeetum canadensis* Nedelcu 1967

Vodní vegetace s vodním morem kanadským

Tabulka 4, sloupec 6 (str. 147)

Orig. (Nedelcu 1967): Ass. *Elodeetum canadensis* (Pign. 1953) Soó 1964

Syn.: *Helodeetum canadensis* Eggler 1933 (§ 2b, nomen nudum), Aggrpm. ad *Anacharis canadensis* e *Potamogeton crispus* Pignatti 1953 (§ 3c), *Elodeetum canadensis* Pignatti 1953 (fantom), *Elodeetum canadensis* Soó 1964 (§ 2b, nomen nudum)

Diagnostické druhy: ***Elodea canadensis***
Konstantní druhy: ***Elodea canadensis***, *Lemna minor*
Dominantní druhy: ***Elodea canadensis***

Formální definice: *Elodea canadensis* pokr. > 50 % NOT *Equisetum fluviatile* pokr. > 25 % NOT *Nymphoides peltata* pokr. > 25 % NOT *Potamogeton natans* pokr. > 25 % NOT *Schoenoplectus lacustris* pokr. > 25 % NOT *Sparganium erectum* pokr. > 25 %

Struktura a druhové složení. Vzhled porostů určuje ponořený druh vodní mor kanadský (*Elodea canadensis*). Jeho dlouhé ohebné stonky, které jsou hustě porostlé drobnými průhlednými listy, obvykle volně vzplývají v hlubších vrstvách vodního sloupce. Pouze ve velmi mělkých vodách prorůstají až k hladině. Tato vegetace je značně druhově chudá, nejčastěji s 2–4 druhy cévnatých rostlin na ploše 4–100 m^2, avšak nezřídka ji tvoří pouze dominantní druh. Ostatní druhy ponořených vodních makrofytů se objevují vzácně a dosahují malých pokryvností. Patří k nim například běžnější druhy rdestů, jako je *Potamogeton crispus*. Natantní vrstva porostů chybí nebo bývá slabě vyvinuta; tvoří ji nejčastěji *Lemna minor*.

Stanoviště. Tato vegetace se vyskytuje ve stojatých i mírně tekoucích vodách, jako jsou rybníky, rybí sádky, pískovny v pokročilejším stadiu zazemnění, mrtvá ramena řek, příkopy, kanály a klidné úseky toků. Vody jsou hluboké zpravidla 20–70 cm, nesmějí však vysychat, neboť na obnaženém substrátu *Elodea canadensis* rychle hyne. V zahraničí byla tato vegetace doložena i z vod hlubokých 4–5 m (Tomaszewicz 1979). Společenstvo vyžaduje dobře průhlednou vodu, snáší však polostín, a proto se vyskytuje i v lesních aluviálních tůních. Dno nádrží může být písčité nebo jílovité, často s vrstvou nerozloženého opadu nebo organického bahna. K chemismu vody a substrátu neexistují z našeho území žádné údaje, výskyt společenstva v různých typech vod po celém území však v tomto směru ukazuje na jeho širší ekologickou amplitudu. Ze zahraničí je uváděno pH vody 6,0–9,3 a pH substrátu 6,4–7,4 (Géhu 1961, Tomaszewicz 1979, Kłosowski 2006).

Charakteristický je malý obsah iontů SO_4^{2-} ve vodě (Kłosowski 2006). Hejný (in Hejný 2000a: 62) uvádí, že *Elodea canadensis* je náročná na vyšší obsah vápníku ve vodě. Srovnání chemických vlastností vody pro různá společenstva třídy *Potametea*, provedená v Polsku, však neprokázala výrazné rozdíly v obsahu vápníku ve vodách s výskytem asociace *Elodeetum canadensis* a jiných společenstev. U *Elodeetum canadensis* se obsah iontů Ca^{2+} pohyboval v rozmezí 15–65 $mg.l^{-1}$ (Kłosowski 2006). Také častý výskyt bohatých porostů asociace v pstruhových rybníčcích, sycených vodou s malým obsahem minerálních látek, svědčí přinejmenším o velké toleranci k nedostatku vápníku. U nás se toto společenstvo vyskytuje od nížin do podhorského stupně. Nejvýše položené lokality se nacházejí na Šumavě v nadmořských výškách asi 740–750 m (Rydlo 2006d, Bufková & Rydlo 2008). Velký počet recentních lokalit ve vyšších polohách patrně souvisí s častějším výskytem vod s dobrou průhledností v těchto oblastech.

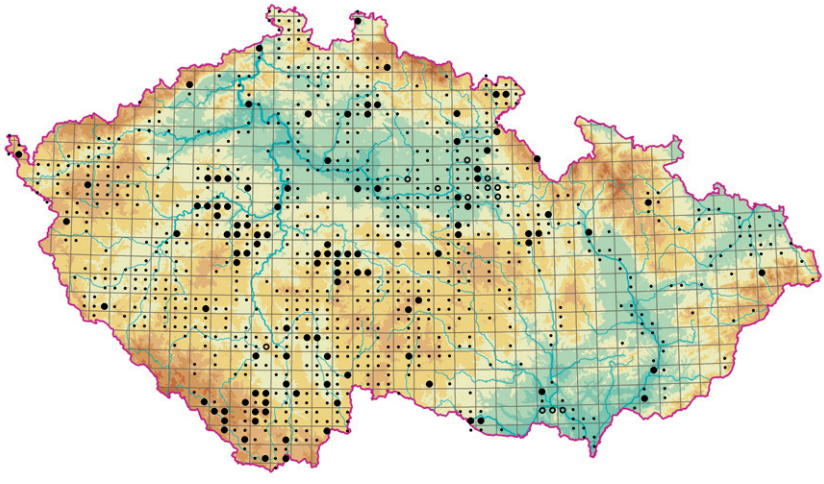
Dynamika a management. *Elodea canadensis* je neofyt zavlečený do Evropy ze Severní Ameriky v první polovině 19. století (Casper & Krausch 1980, Hejný in Hejný 2000a: 62). U nás se objevila v roce 1879 a velmi rychle se rozšířila, zejména v rybnících (Podubský 1948, Hejný in Hejný 2000a: 62). Ačkoli je asociace *Elodeetum canadensis* u nás i v současnosti považována za běžnou vegetaci eutrofních vod, vzhledem k velkým nárokům dominantního druhu na průhlednost vody ustoupila z chovných rybníků s tržním kaprem. Častěji se vyskytuje pouze v plůdkových rybnících a jiných rybnících speciálního určení, v nichž je malá hustota fytoplanktonu a omezené mechanické narušování dna. V nižších polohách je však toto společenstvo z vhodných stanovišť pravděpodobně vytlačováno vegetací konkurenčně silnějších makrofytů, neboť většina recentních nálezů asociace *Elodeetum canadensis* pochází z chladnějších pahorkatin. Je pravděpodobné, že výskytů této vegetace u nás ve srovnání s minulostí ubylo. To může mít souvislost nejen se změnami v rybničním hospodaření, ale i se spontánním poklesem vitality populací a rychlosti šíření, což je popisováno i z jiných oblastí a mimo rybníky (Bowmer et al. 1995, Rodwell 1995, Greu-

Obr. 64. *Elodeetum canadensis.* Porost vodního moru kanadského (*Elodea canadensis*) v pstruhovém rybníčku u Bečova nad Teplou na Karlovarsku. (K. Šumberová 2008.)

Fig. 64. A stand of *Elodea canadensis* in a small trout pond near Bečov nad Teplou, Karlovy Vary district, western Bohemia.

lich & Trémolières 2006, Hussner 2006). Příčinou může být například vyčerpání některých živin na stanovišti (Podubský 1948), což bylo v zahraničí pozorováno i u příbuzné *Elodea nuttallii* (Nagasaka 2004). Na většině území Evropy se vyskytují pouze samičí rostliny, takže je možné jen vegetativní rozmnožování pomocí fragmentů rostlin nebo turionů (Casper & Krausch 1980, Hejný in Hejný 2000a: 62). Management porostů *E. canadensis* může být bezzásahový, ale v případě ohrožení ochranářsky cenných makrofytních společenstev nebo hospodářských problémů je nutné je omezovat. To je však obtížné, neboť při mechanickém odstraňování porosty rychle regenerují z úlomků rostlin; mechanické narušení dokonce u rostlin indukuje intenzivnější tvorbu bočních výhonů (Mielecki & Pieczyńska 2005). Problematické je rovněž potlačování porostů pomocí herbicidů, neboť povrch rostlin je pokryt povlakem symbiotických bakterií a řas, které účinek herbicidů omezují (Bowmer et al. 1995). V rybničním hospodaření se doporučuje zimování nebo letnění rybníků a nasazení obsádky starších ročníků kapra (Podubský 1948, Hejný & Husák in Dykyjová & Květ 1978: 23–64). Tato vegetace představuje v rámci svazu *Potamion* stadium pokročilejší sukcese v mělkých vodách. Navazujícím sukcesním stadiem jsou společenstva třídy *Lemnetea* nebo rákosiny třídy *Phragmito-Magno-Caricetea*, s nimiž se *Elodeetum canadensis* nezřídka vyskytuje v mozaice.

Rozšíření. *Elodea canadensis* se přirozeně vyskytuje v temperátní zóně Severní Ameriky, zejména na tichomořském pobřeží, v povodí řeky sv. Vavřince a oblasti Velkých jezer (Bowmer et al. 1995). Z oblasti svého původního výskytu se rozšířila do Evropy a některých oblastí Asie, Afriky, Austrálie a na Nový Zéland (Casper & Krausch 1980, Hultén & Fries 1986, Bowmer et al. 1995). Asociace *Elodeetum canadensis* se uvádí z Velké Británie (Rodwell 1995), Španělska (Gabriel y Galán Moris & Gallo 2004), Francie (Corillion 1957, Ferrez et al. 2009), Nizozemska (Schipper et al. in Schaminée et al. 1995: 65–108), Německa (Doll 1991b, Pott 1995, Rennwald 2000, Schubert et al. 2001a, Hilbig in Schubert et al. 2001b: 225–238), Švédska (Larson 2007), Polska (Tomaszewicz 1979, Matuszkiewicz 2007), Slovenska (Oťaheľová in Valachovič et al. 1995: 153–179), Maďarska (Borhidi 2003), Rakouska (Eggler 1933), Itálie (Pignatti 1953), Chorvatska (Devillers & Devillers-Terschuren 2001a), Bosny a Hercegoviny (Jasprica & Carić 2002), Albánie (Mullaj et al. 2007), Malty (Devillers & Devillers-Terschuren 2001b), Rumunska



Obr. 65. Rozšíření asociace VBB06 *Elodeetum canadensis*; existující fytocenologické snímky dávají dosti neúplný obraz skutečného rozšíření této asociace, proto jsou malými tečkami označena místa s výskytem diagnostického druhu *Elodea canadensis* podle floristických databází.

Fig. 65. Distribution of the association VBB06 *Elodeetum canadensis*; available relevés provide an incomplete picture of the actual distribution of this association, therefore the sites with occurrence of its diagnostic species, *Elodea canadensis*, according to floristic databases, are indicated by small dots.

(Nedelcu 1967, Popescu & Coldea in Coldea 1997: 36–53), Ukrajiny (Dubyna 2006), Litvy (Balevičienė & Balevičius 2006), podhůří Jižního Uralu v Rusku (Klotz & Köck 1984, Jamalov et al. 2004) a Japonska (Yoshioka in Numata 1974: 211–236). Údaje o výskytu asociace v Severní Americe existují z Oregonu i dalších států USA (Christy 2004). V České republice se *Elodeetum canadensis* vyskytuje roztroušeně po celém území. Nejvíce lokalit je doloženo ze Šumavy a Pošumaví (Vydrová 1997, Vydrová & Pavlíčko 1999, Rydlo & Vydrová 2000, Bufková & Rydlo 2008), Příbramska a Dobříšska (Rydlo 2006a), Křivoklátska (Rydlo in Kolbek et al. 1999: 35–111), Vlašimska (Pešout 1991, 1992, 1994, 1996), východních a severovýchodních Čech (Kovář 1980, Rydlo 1982, 1999a, Černohous & Husák 1986, Jirásek 1998, Stránská 2007, Rydlo jun. 2008) a dolního Podyjí (Fiala 1964). V jihočeských rybničních pánvích, zejména na Blatensku (Šumberová, nepubl.), Českobudějovicku (Hejný 2000b, Šumberová, nepubl.) a Třeboňsku (Husák & Rydlo 1992, Rydlo 1998d), byla tato vegetace zaznamenána vzácně a většinou se vyskytovala pouze v rybích sádkách nebo menších tocích. Překvapivě málo údajů je k dispozici i ze středního Polabí (Husák & Rydlo 1985, Černohous & Husák 1986, Rydlo 1998a, 2006b, 2007b).

Hospodářský význam a ohrožení. *Elodea canadensis* je rostlina používaná v akvaristice; právě akvaristé ji rozšířili i do volné přírody mimo původní areál (Bowmer et al. 1995). V Evropě i na některých dalších kontinentech se chová jako invazní neofyt (Bowmer et al. 1995, Lacoul & Freedman 2006a). U nás byla dříve považována za velmi nebezpečnou rostlinu zejména v rybničním hospodaření, neboť její rozsáhlé porosty mohou přispívat k posunům pH do silně zásaditých hodnot a úhynu vodních organismů. Při nedostatku slunečního záření vedou ke kyslíkovým deficitům a znesnadňují výlovové práce, zejména u plůdku (Podubský 1948, Hejný in Hejný 2000a: 62). V současnosti, po ústupu porostů asociace *Elodeetum canadensis* z našich rybníků, způsobují problémy v rybničním hospodaření i na ochranářsky hodnotných lokalitách převážně jiné vodní makrofyty, zejména druhy s bujným růstem v teplých letních měsících. V menší míře mají porosty *Elodea canadensis* pozitivní význam, neboť prokysličují vodu a poskytují úkryt a prostředí pro rozmnožování vodním bezobratlým i obratlovcům. Čerstvé rostliny lze použít jako výživné krmivo pro dobytek a drůbež (Podubský 1948, Hejný in Hejný 2000a: 62).

Poznámka. Zatím na dvou lokalitách, v umělé vodní nádrži v Kinského sadech v Praze (Husák 1992) a v Huťském rybníce v Novohradských horách (Bartošová et al. 2008), byla u nás zaznamenána asociace *Elodeetum nuttallii* Ciocârlan et al. 1997. Její dominantní druh *Elodea nuttallii* pochází stejně jako *E. canadensis* ze Severní Ameriky, jeho areál je však oproti areálu *E. canadensis* posunut poněkud jižněji a zahrnuje hlavně východní polovinu USA (Bowmer et al. 1995). Do Evropy byla *E. nuttallii* zavlečena teprve v první polovině 20. století (Casper & Krausch 1980). V současnosti je rozšířena téměř po celém světě (Hussner 2006). Zatímco v některých evropských zemích, např. ve Velké Británii, Nizozemsku, Německu, Francii a na Slovensku, se tento druh rychle šíří (Rodwell 1995, Schipper et al. in Schaminée et al. 1995: 65–108, Oťaheľová & Valachovič 2002, Greulich & Trémolières 2006, Hussner 2006, Bartošová et al. 2008), u nás zatím tento trend potvrzen nebyl. V Japonsku invaze *E. nuttallii* v jezerech výrazně snížila diverzitu přirozené makrofytní vegetace (Hamabata 1991, Nagasaka et al. 2002), v současné době však ustává (Kadono 2004, Nagasaka 2004). Rozsáhlou invazi je možné předpokládat i v Evropě, neboť v některých oblastech populace *E. nuttallii* nahradily i dosavadní porosty *E. canadensis* (Greulich & Trémolières 2006, Hussner 2006). Ačkoli porosty obou druhů rodu *Elodea* se nejčastěji vyskytují v eutrofních vodách, *E. nuttallii* je v tomto prostředí pravděpodobně konkurenčně schopnější, a proto v oblastech s jejím častým výskytem bývají porosty *E. canadensis* pozorovány spíše ve vodách chudších živinami. Pro vody s výskytem *E. nuttallii* je charakteristický zejména vyšší obsah iontů PO_4^{3-}. *Elodea nuttallii* rovněž toleruje větší rozsah teploty vody než *E. canadensis*, která častěji roste v chladnějších vodách (Greulich & Trémolières 2006). Rozsáhlé porosty *E. nuttallii* mají vedle nepříznivého vlivu na biodiverzitu vodních ekosystémů i negativní dopad ekonomický, například omezují rekreační využití vodních nádrží a způsobují problémy při těžbě materiálu v hustě zarostlých těžebních jámách (Hussner 2006).

Druhům rodu *Elodea* je příbuzný a fyziognomicky velmi podobný druh *Egeria densa*. Porosty tohoto druhu byly v České republice zatím doku-

mentovány na dvou místech, a to v rybnících v Kinského sadech v Praze na Petříně a v obci Borek u Českých Budějovic (Kaplan in Štěpánková et al. 2010: 312–313); porosty na obou lokalitách však již byly zničeny (Rydlo, nepubl.). *Egeria densa* pochází z Jižní Ameriky a podobně jako předchozí druhy se pěstuje v akváriích i zahradních nádržích, odkud se dostává do volné přírody (Casper & Krausch 1980). V současnosti patří zejména v Severní Americe, Japonsku a na Novém Zélandu k nebezpečným invazním neofytům, ohrožujícím původní makrofytní vegetaci a působícím vážné hospodářské ztráty (Bowmer et al. 1995, Les & Mehrhoff 1999, Kadono 2004, Lacoul & Freedman 2006a). V Evropě by mohl tento druh invadovat hlavně v teplých oblastech, a to především ve vodách využívaných k rekreaci nebo v plůdkových rybnících, neboť vyžaduje vyšší teplotu a průhlednost vody (Barko & Smart 1981). V příznivých podmínkách je konkurenčně silnější než *Elodea nuttallii* (Hussner 2006).

■ **Summary.** This species-poor vegetation type is dominated by *Elodea canadensis*, a neophyte of North American origin, which was introduced to the Czech Republic in the second half of 19th century. Its biomass is usually concentrated in deeper parts of the water column, and therefore this species requires good water transparency. It occurs in eutrophic water bodies such as fishponds, fish storage ponds, flooded sand pits, oxbows, channels and lentic sections of streams. The water in these habitats is usually 20–70 cm deep, but does not recede to expose the bottom. *Elodeetum canadensis* occurs across the lowland to submontane areas of the Czech Republic, but in recent decades it has been on the decline at some lowland sites due to an increase in water turbidity.

VBB07
Potamo pectinati-Myriophylletum spicati Rivas Goday 1964
Vodní vegetace se stolístkem klasnatým

Tabulka 4, sloupec 7 (str. 147)

Orig. (Rivas Goday 1964): As. nova *Potamogeton pectinatus* et *Myriophyllum spicatum*

Syn.: *Myriophylletum spicati* von Soó 1927 (§ 2b, nomen nudum), *Potamo pusilli-Myriophylletum spicati* Ranđelović et Zlatković in Ranđelović et Blaženčić 1996

Diagnostické druhy: ***Myriophyllum spicatum***
Konstantní druhy: ***Myriophyllum spicatum***
Dominantní druhy: ***Myriophyllum spicatum***

Formální definice: *Myriophyllum spicatum* pokr. > 50 % NOT *Butomus umbellatus* pokr. > 25 % NOT *Menyanthes trifoliata* pokr. > 25 % NOT *Nymphaea alba* pokr. > 25 % NOT *Nuphar lutea* pokr. > 25 % NOT *Sparganium emersum* pokr. > 25 %

Struktura a druhové složení. Jde o druhově chudé, nezřídka jednodruhové porosty, v nichž dominuje ponořený stolístek klasnatý (*Myriophyllum spicatum*). Řidčeji se vyskytují některé další druhy ponořených vodních makrofytů, např. *Ceratophyllum demersum*. Natantní vrstva zpravidla chybí nebo je vyvinuta fragmentárně a tvoří ji běžné pleustofyty, jako je *Lemna minor*. Celkový počet druhů cévnatých rostlin se nejčastěji pohybuje v rozmezí 2–4 na ploše 4–25 m^2, v řekách bývá vzácně vyvinuto i mechové patro tvořené druhem *Fontinalis antipyretica*. Porosty této asociace zpravidla nebývají plně zapojené, pokryvnost se pohybuje nejčastěji v rozmezí 60–90 %. *Myriophyllum spicatum* však většinou vyplňuje celý vodní sloupec ode dna až k hladině. V létě vystupují nad hladinu klasnatá květenství, jejichž horní část tvoří výrazně zbarvené samčí květy s vínově červenými korunními lístky a žlutozelenými tyčinkami. To dodává porostům charakteristický barevný aspekt.

Stanoviště. Druh *Myriophyllum spicatum* se vyznačuje širokou ekologickou amplitudou ve vztahu k vlastnostem vody i substrátu, a proto se jeho porosty mohou vyskytovat v různých typech vod. Upřednostňuje však stanoviště s pravidelným mechanickým narušováním nebo v raném stadiu sukcese. U nás patří *Potamo pectinati-Myriophylletum spicati* k nejběžnějším typům makrofytní vegetace na středních a dolních tocích řek. Velmi časté je i v pískovnách a vyskytuje se také v rybnících, mrtvých ramenech a kanálech. Nejčastěji bylo zaznamenáno v hloubkách 20–100 cm, v zahraničních jezerech až v hloubce 3,5 m (Kłosowski 2006). Společenstvo snáší i mírně zakalené vody. Pokud stanoviště v létě krátkodobě vyschne, vytváří *Myriophyllum spicatum* terestrickou formu a přežívá na

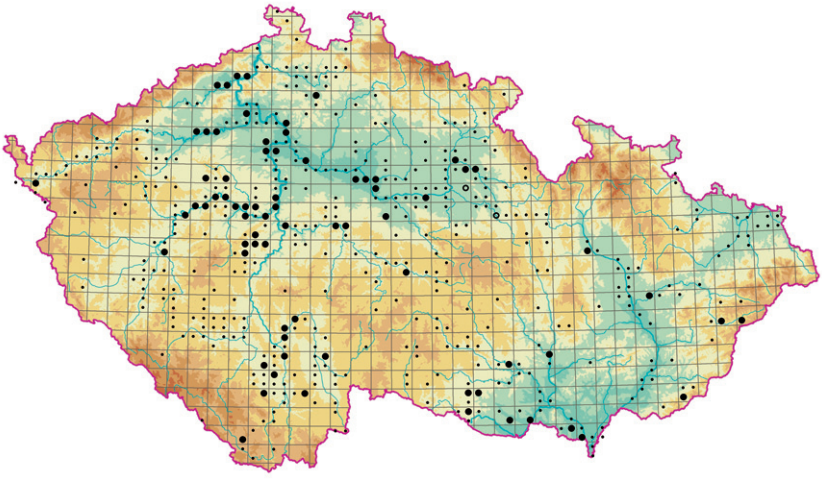
Obr. 66. *Potamo pectinati-Myriophylletum spicati.* Porost stolístku klasnatého (*Myriophyllum spicatum*) v plůdkovém rybníčku u Dívčic na Českobudějovicku. (K. Šumberová 2006.)
Fig. 66. A stand of *Myriophyllum spicatum* in a small fry pond near Dívčice, České Budějovice district, southern Bohemia.

mokrém substrátu. Stanoviště jsou zpravidla plně osluněná. Dno bývá nejčastěji jílovité nebo štěrkovité až kamenité, často s vrstvou organického bahna. Celkový obsah organické hmoty v substrátu je však malý a zpravidla nepřesahuje 20 % (Kłosowski 2006). Velký, anebo naopak příliš malý podíl organické hmoty a živin v substrátu působí na růst *M. spicatum* nepříznivě (Barko & Smart 1986, van Wijck et al. 1994). Vody s výskytem této vegetace jsou mezotrofní až silně eutrofní a vyznačují se vyšší alkalinitou (Spence 1967, Rodwell 1995, Lacoul & Freedman 2006a). Reakce vody uváděná v zahraniční literatuře se pohybuje v rozsahu pH 6,5–9,6, většina hodnot se však nachází mezi 7,7 a 8,5 (Kadono 1982, Rodwell 1995, Kłosowski 2006). Reakce substrátu leží v rozmezí pH 6,0–8,3, nejčastěji 7,0–7,7. Charakteristický je velký obsah iontů Cl^- a SO_4^{2-} ve vodě a malý obsah iontů NO_3^- a celkového dusíku v substrátu (Kłosowski 2006). Tato vegetace se u nás vyskytuje hlavně v nížinách a teplejších pahorkatinách, vystupuje však až do podhorského stupně. Zasahuje i do oblastí s kontinentálním klimatem, kde však osídluje pouze hlubší, nevysychající vodní nádrže (Hilbig 1995).

Dynamika a management. *Potamo pectinati-Myriophylletum spicati* je ve střední Evropě přirozenou makrofytní vegetací stojatých a tekoucích vod. Má pionýrský charakter a je jedním z prvních společenstev, která osídlují nově vzniklé vodní nádrže nebo stanoviště, z nichž porosty vodních makrofytů přechodně vymizely (Oťaheľová in Valachovič et al. 1995: 153–179, Hargeby et al. 2007). Dlouhodobě snáší mechanické narušování, např. silné proudění v tocích. V těchto podmínkách se může rychle rozšířit, neboť *Myriophyllum spicatum* se rozmnožuje vegetativně pomocí úlomků stonků s listy (Rybicki et al. 2001). Během velkých povodní mohou být sice porosty v řekách z větší části zničeny, ale poté opět snadno regenerují (Rydlo 2005b). Je pravděpodobné, že po založení rybníků osídlilo *Potamo pectinati-Myriophylletum spicati*

i tato stanoviště, kde se mohlo v období extenzivního hospodaření snadno šířit. I nyní je *Myriophyllum spicatum* v rybničním hospodaření jedním z nejlépe známých druhů vodních makrofytů. Společenstvo je v naší krajině natolik časté, že nevyžaduje žádný ochranářský management. V některých případech může být nezbytné je omezit, ať už z důvodů ochranářských (omezení konkurence pro vzácnější makrofyty) nebo hospodářských (zejména v rybničním hospodaření). K tomu se používá mechanické odstranění porostů, herbicidy, ponechání vodní nádrže po určitou dobu bez vody nebo vysazení herbivorních živočichů (Cross 1969, Spencer & Lekić 1974). Od nás byly praktické zkušenosti s omezováním porostů stolístku klasnatého publikovány z Břehyňského rybníka u Doks. Účinné zde bylo vypuštění rybníka přes zimu, naopak nasazení početné populace amura bílého ani po dvou vegetačních obdobích nevedlo k ústupu porostů (Adamec & Husák 2001). Na asociaci *Potamo pectinati-Myriophylletum spicati* sukcesně navazuje vegetace vodních makrofytů s optimem ve vodách s hlubší vrstvou organického bahna na dně, v říčních nivách často například *Nymphaeo albae-Nupharetum luteae* nebo *Myriophylletum verticillati*. V rybnících, kde je sukcese omezována odstraňováním porostů makrofytů nebo v intervalech několika desetiletí odbahňováním, může *Potamo pectinati-Myriophylletum spicati* přetrvávat dlouhodobě nebo se periodicky objevovat krátce po odbahnění.

Rozšíření. Asociace *Potamo pectinati-Myriophylletum spicati* je přirozeně rozšířena v temperátní a mediterránní zóně Eurasie a místy zasahuje i do boreální zóny, v Asii i do subtropů. Dále byla zjištěna v Africe, Severní Americe a Jižní Americe, kam bylo *Myriophyllum spicatum* zavlečeno (Casper & Krausch 1981, Hultén & Fries 1986) a kde se pak zejména v USA a Kanadě značně rozšířilo (Cronk & Fennessy 2001). V Evropě je vegetace s dominantním *M. spicatum* pod různými jmény doložena z Pyrenejského poloostrova (Ninot et al. 2000, Rivas-Martínez et al. 2001), Francie (Corillion 1957, Ferrez et al. 2009), Velké Británie (Rodwell 1995), Nizozemska (Schipper et al. in Schaminée et al. 1995: 65–108), Německa (Doll 1991b, Rennwald 2000, Schubert et al. 2001a), jižního Švédska (Hargeby et al. 2007), Polska (Tomaszewicz 1979, Matuszkiewicz 2007), Slovenska (Oťaheľová in Valachovič et al. 1995: 153–179), Maďarska (Borhidi 2003), Itálie (Tomaselli et al. 2006, Lastrucci et al. 2010), Malty (Devillers & Devillers-Terschuren 2001b), Srbska (Ranđelović



Obr. 67. Rozšíření asociace VBB07 *Potamo pectinati-Myriophylletum spicati*; existující fytocenologické snímky dávají dosti neúplný obraz skutečného rozšíření této asociace, proto jsou malými tečkami označena místa s výskytem diagnostického druhu *Myriophyllum spicatum* podle floristických databází.

Fig. 67. Distribution of the association VBB07 *Potamo pectinati-Myriophylletum spicati*; available relevés provide an incomplete picture of the actual distribution of this association, therefore the sites with occurrence of its diagnostic species, *Myriophyllum spicatum*, according to floristic databases, are indicated by small dots.

& Blaženčić 1996, Lakušić et al. 2005), Černé hory (Blaženčić & Blaženčić 2005), Albánie (Buzo 2000), Řecka (Dimopoulos et al. 2005), Bulharska (Tzonev et al. 2009), Rumunska (Nedelcu 1973), Ukrajiny (Dubyna 2006), Litvy (Balevičienė & Balevičius 2006) a Astrachaňské oblasti a podhůří Jižního Uralu v Rusku (Klotz & Köck 1984, Korotkov et al. 1991, Jamalov et al. 2004). Ve vegetačních přehledech některých zemí není toto společenstvo zmiňováno, ačkoli je jeho výskyt velmi pravděpodobný. Mimo Evropu existují údaje o výskytu této vegetace z Egypta (Zahran & Willis 2009), Afghánistánu (Gilli 1971), indického Kašmíru (Khan et al. 2004), Mongolska (Hilbig 1995, 2000b), severozápadní Číny (Li et al. 2006) a Japonska (Yoshioka in Numata 1974: 211–236, Takamura et al. 2003). Druhotné výskyty v USA a Kanadě, kde *Myriophyllum spicatum* dosahuje velké pokryvnosti (Les & Mehrhoff 1999, Boggs 2000, Cronk & Fennessy 2001, Rybicki et al. 2001), a v Chile (Jaramillo 2004) lze rovněž přiřadit k této asociaci. V České republice se *Potamo pectinati-Myriophylletum spicati* vyskytuje v nížinách a pahorkatinách po celém území. Nejvíce výskytů bylo doloženo z Českého středohoří (Rydlo 2006f), řečiště Ohře (Pivoňková & Rydlo 1992), Berounky (Rydlo 1986b, 2000a, Rydlo in Kolbek et al. 1999: 35–111), Příbramska a Dobříšska (Rydlo 2006a), dolního Povltaví a středního Polabí (Husák & Rydlo 1985, Rydlo 1998b, 2005a, 2006b, 2007b), východních Čech (Černohous & Husák 1986, Rydlo 1995a, Jirásek 1998, Rydlo jun. 2008) a Znojemska (Rydlo, nepubl.). Další záznamy jsou k dispozici například z Českobudějovické pánve (Šumberová, nepubl.), řečiště Lužnice (Husák & Rydlo 1992), Sázavy (Rydlo 1993a), dolního Podyjí (Vicherek et al. 2000, Husák in Hrib 2007: 76–92), Vsetínska (Bartošová et al. 2008) a z Poodří (Koutecká 1980; bez bližší lokalizace). Nejvýše položený výskyt byl zjištěn u Černé v Pošumaví v 740 m n. m. (Šumberová, nepubl.). Skutečný počet lokalit této vegetace je však mnohem větší.

Variabilita. Variabilita této vegetace je malá a nelze ji systematicky hodnotit. V tocích a na stanovištích v nejranějších stadiích sukcese se často vyskytují monocenózy druhu *Myriophyllum spicatum*. Porosty v sukcesně starších stojatých vodách bývají druhově bohatší a zasahují do nich i některé vzácnější druhy makrofytů, např. *Batrachium circinatum* a *Najas marina*.

Hospodářský význam a ohrožení. Tato vegetace nemá přímé hospodářské využití. Její význam, podobně jako u jiných typů vegetace ponořených makrofytů, spočívá v prokysličování vody a zvětšování strukturní diverzity prostředí, v němž může koexistovat větší počet vodních organismů (Dvořák & Best 1982, Tessier et al. 2004). Proto je toto společenstvo prospěšné například v plůdkových rybnících, kde navíc poskytuje plůdku úkryt před predátory. Rozsáhlé porosty však při nedostatku světla odčerpávají kyslík a přispívají k výkyvům pH vody, což může vést k výraznému zpomalení růstu ryb nebo dokonce k jejich úhynu. Porosty rovněž znesnadňují výlovové práce. V Severní Americe patří *Myriophyllum spicatum* k nebezpečným invazním neofytům ohrožujícím původní makrofytní vegetaci a působí rozsáhlé změny v mokřadních ekosystémech (Mills et al. 1996, Les & Mehrhoff 1999, Ruiz et al. 1999, Lacoul & Freedman 2006a). Jelikož je tento druh schopen růst ve značně znečištěných vodách a vázat v sobě toxické kovy (Prasad & Freitas 2003) a rovněž vylučuje látky omezující růst některých bakterií, sinic a řas (Leu et al. 2002, Gross 2003), jsou jeho porosty perspektivní pro využití v čistírnách odpadních vod nebo ve vodních nádržích určených k rekreaci. V současnosti tato vegetace není ohrožena u nás ani jinde v Evropě.

■ **Summary.** This vegetation type is dominated by the submerged species *Myriophyllum spicatum*, which has a broad ecological range, but it is most common in places with regular disturbance or in early successional stages. It is one of the most common aquatic associations in the middle and lower river courses and it also frequently occurs in flooded sand pits, fishponds, oxbows and channels. Water can be turbid; it is usually 20–100 cm deep, but *M. spicatum* tolerates the drying out of its habitat for some period in summer. This association is common across the lowland and mid-altitude areas of the Czech Republic.

VBB08 *Myriophylletum verticillati* Gaudet ex Šumberová in Chytrý 2011 ass. nova

Vodní vegetace se stolístkem přeslenatým

Tabulka 4, sloupec 8 (str. 147)

Nomenklatorický typ: Černohous & Husák (1986: 150), snímek označený „Relevé from locality no. 102“ (holotypus hoc loco designatus)

Syn.: *Myriophylletum verticillati* Gaudet 1924 (§ 2b, nomen nudum), *Myriophylletum verticillati* von Soó 1927 (§ 2b, nomen nudum), *Ceratophylleto-Myriophylletum verticillati* Janković 1974 prov. (§ 3b)

Diagnostické druhy: ***Myriophyllum verticillatum***

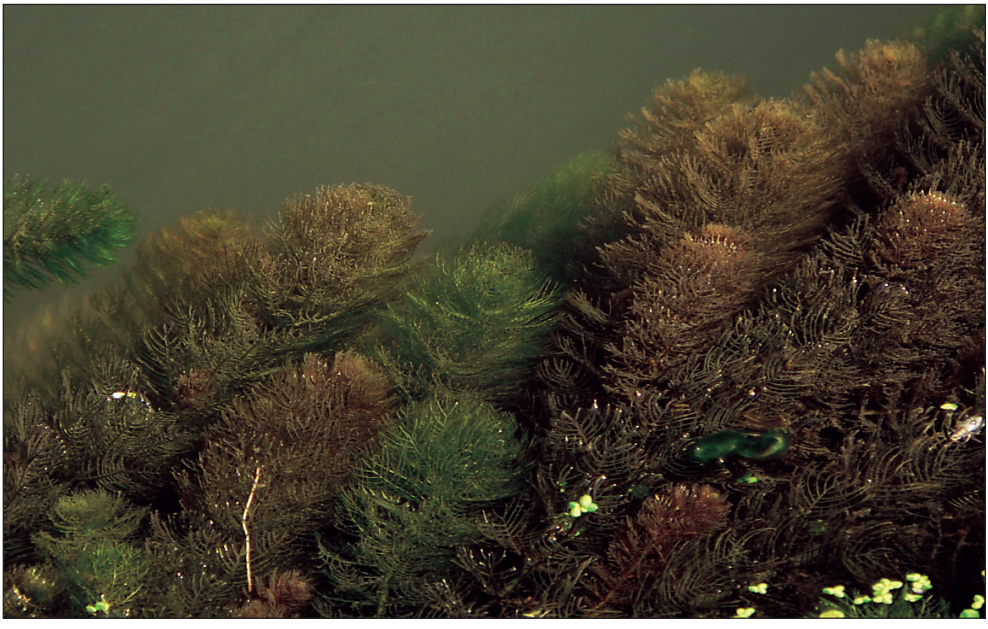
Konstantní druhy: *Lemna minor*, ***Myriophyllum verticillatum***

Dominantní druhy: *Lemna minor*, *L. trisulca*, *Myriophyllum spicatum*, ***M. verticillatum***, ***Spirodela polyrhiza***

Formální definice: *Myriophyllum verticillatum* pokr. > 25 % NOT *Nymphaea candida* pokr. > 25 %

Struktura a druhové složení. V druhově chudých porostech této asociace dominuje stolístek přeslenatý (*Myriophyllum verticillatum*), jehož lodyhy jsou hustě olistěné dosti dlouhými peřenosečnými listy. Díky hustému olistění bývají porosty zpravidla plně zapojené. Často jsou to monocenózy. Pokud se vyskytují další druhy, mají vždy malou pokryvnost. Nejčastěji jde o drobné pleustofyty, zejména *Lemna minor*, a dále např. *Ceratophyllum demersum* a některé rdesty. Ve fytocenologickém materiálu z našeho území převažují porosty s 2–7 druhy cévnatých rostlin na ploše 16–25 m^2.

Stanoviště. Tato vegetace osídluje mělké stojaté a mírně tekoucí vody, jako jsou mrtvá ramena a aluviální tůně, menší rybníky, kanály a klidné úseky dolních toků řek. Na rozdíl od asociace *Potamo pectinati-Myriophylletum spicati* je *Myriophylletum verticillati* vázáno na stanoviště v pokročilejším stadiu zazemnění, zatímco v nedávno vzniklých vodních nádržích se neobjevuje (Doll 1991b, Oťaheľová in Valachovič et al. 1995: 153–179). Jílovitý, hlinitý nebo štěrkovitý substrát dna nádrží je zpravidla překryt hlubokou vrstvou organického bahna. Toto pozorování je v souladu s analýzou substrátu z Polska, udávající pro *Myriophylletum verticillati* největší obsah organické hmoty v porovnání s několika dalšími společenstvy třídy *Potametea*, zatímco pro *Potamo pectinati-Myriophylletum spicati* byla zjištěna jedna z nejmenších hodnot (Kłosowski 2006). Stanoviště s výskytem této vegetace jsou

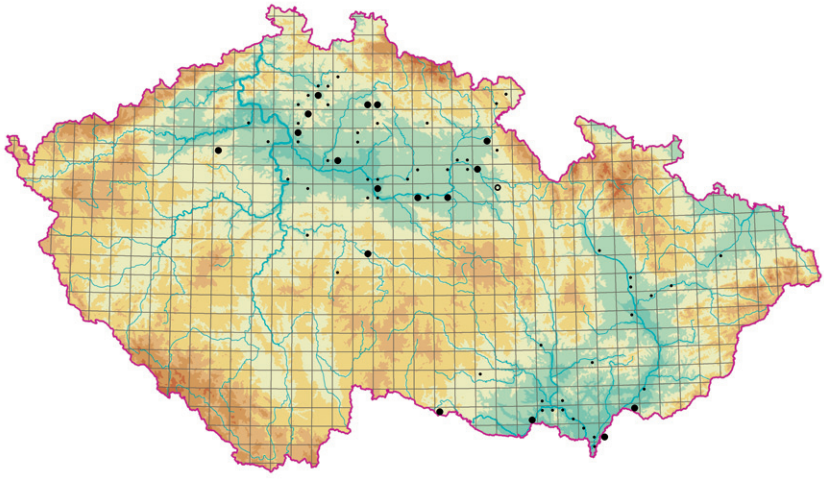


Obr. 68. *Myriophylletum verticillati.* Porost stolístku přeslenatého (*Myriophyllum verticillatum*) v kanále s tekoucí vodou v nivě řeky Moravy u Kostic na Břeclavsku. (K. Šumberová 2006.)

Fig. 68. A stand of *Myriophyllum verticillatum* in a channel with moving water in the Morava river floodplain near Kostice, Břeclav district, southern Moravia.

plně osluněná nebo mírně zastíněná. Hloubka vody se pohybuje v rozmezí 40–100 cm, v zahraničí je však společenstvo uváděno i z hloubek 3,5–5 m (Tomaszewicz 1979, Doll 1991b, Kłosowski 2006). Porosty snášejí i krátkodobé vyschnutí vody, kdy *Myriophyllum verticillatum* na mokrém dně vytváří terestrické formy. *Myriophylletum verticillati* se vyskytuje v mezotrofních až přirozeně eutrofních vodách o dobré průhlednosti (Černohous & Husák 1986, Doll 1991b, Kłosowski 2006). Reakce vody měřená na lokalitách v Polsku se pohybovala v rozmezí pH 6,0–8,5, nejčastěji kolem 8,0, a reakce substrátu sahala k hodnotám kolem pH 6,7, nejčastěji se však pohybovala mezi 6,8 a 7,3 (Tomaszewicz 1979, Kłosowski 2006). Charakteristický je malý obsah iontů PO_4^{3-}, NH_4^+ a K^+ ve vodě a velký obsah celkového dusíku i celkového železa a rozpuštěného SiO_2 v substrátu (Kłosowski 2006). Tato vegetace se vyskytuje v nížinách a teplých pahorkatinách; zasahuje i do oblastí s kontinentálním klimatem (Chytrý et al. 1993, Kiprijanova 2000).

Dynamika a management. *Myriophylletum verticillati* je přirozená makrofytní vegetace mělkých vod v pokročilém stadiu sukcese. Na rozdíl od předchozí asociace, *Potamo pectinati-Myriophylletum spicati*, se mnohem méně rozšířila na antropogenní stanoviště. Zřizování rybníků a různé změny v jejich obhospodařování v průběhu vývoje produkčního rybářství se proto v četnosti jejího výskytu zřejmě příliš neodrazily. Negativní vliv na ni naopak měly regulace vodních toků a s nimi spojený nedostatek vody v nivách, zejména v mělkých tůních v pokročilejším sukcesním stadiu. Mnohé vody se zdánlivě vhodnými podmínkami pro toto společenstvo bývají v současnosti osídleny zpravidla jen vegetací okřehků (převážně *Lemna minor* a *Spirodela polyrhiza*), tedy druhů přežívajících i ve velmi mělkých hypertrofních vodách. Porosty *Myriophyllum verticillatum*, podobně jako dalších makrofytů citlivých k častému vysychání vody, se uchovaly především v přirozených i umělých tocích. Tato stanoviště se díky proudění vody dlouhodobě udržují v blokovaném sukcesním stadiu a pro zachování porostů asociace *Myriophylletum verticillati* nevyžadují speciální management. V menších tocích, zejména v umělých kanálech, je občas nezbytné odstranit nadměrné vrstvy sedimentů kvůli zachování retenční kapacity toku. V těchto případech je vhodné odbahňovat po menších úsecích, aby se alespoň v části toku uchovaly podmínky nezbytné pro rozvoj vegetace vázané na



Obr. 69. Rozšíření asociace VBB08 *Myriophylletum verticillati*; existující fytocenologické snímky dávají dosti neúplný obraz skutečného rozšíření této asociace, proto jsou malými tečkami označena místa s výskytem diagnostického druhu *Myriophyllum verticillatum* podle floristických databází.

Fig. 69. Distribution of the association VBB08 *Myriophylletum verticillati*; available relevés provide an incomplete picture of the actual distribution of this association, therefore the sites with occurrence of its diagnostic species, *Myriophyllum verticillatum*, according to floristic databases, are indicated by small dots.

hlubší organické bahno. U nás se *Myriophyllum verticillatum* nechová expanzivně a zpravidla není nutné je z ochranářských nebo hospodářských důvodů omezovat.

Rozšíření. Asociace *Myriophylletum verticillati* je přirozeně rozšířena v temperátní zóně Evropy, v Asii zasahuje až do subtropů. Její výskyt je možný i v Severní Americe a severní Africe, kde je doložen druh *Myriophyllum verticillatum*; ten na rozdíl od druhu *M. spicatum* jen vzácně zasahuje do chladných oblastí a nemá druhotné výskyty na jiných kontinentech (Meusel et al. 1978, Casper & Krausch 1981, Hultén & Fries 1986). V Evropě je asociace pod různými jmény uváděna z Pyrenejského poloostrova (Rivas-Martínez et al. 2001), Francie (Géhu 1961, Ferrez et al. 2009), Německa (Pott 1995, Hilbig in Schubert et al. 2001b: 225–238), Polska (Tomaszewicz 1979, Matuszkiewicz 2007), Slovenska (Oťaheľová in Valachovič et al. 1995: 153–179), Maďarska (Borhidi 2003), Rakouska (Schratt in Grabherr & Mucina 1993: 55–78), Itálie (Tomaselli et al. 2006), Chorvatska (Ranđelović et al. 1993, Blaženčić & Blaženčić 1994), Černé hory (Blaženčić & Blaženčić 1989), Srbska (Kojić et al. 1998, Lakušić et al. 2005), Bulharska (Tzonev et al. 2009), Ukrajiny (Dubyna 2006), Litvy (Balevičienė & Balevičius 2006), Finska (Nurminen 2003) a dolního Povolží a podhůří Jižního Uralu v evropské části Ruska (Korotkov et al. 1991, Jamalov et al. 2004). V Asii je doložena z indického Kašmíru (Zutshi 1975, Khan et al. 2004), západní Sibiře (Kiprijanova 2000) a od jezera Bajkal (Chytrý et al. 1993). V České republice je řídce roztroušena; častěji se vyskytuje v nivách velkých nížinných řek. Fytocenologickými snímky je doložena z Kladenska (Rydlo, nepubl.), Břehyňského rybníka u Doks (Stančík 1995), Českého ráje (Rydlo 1999b), Kokořínska (Husák & Rydlo 1985), středního Polabí (Rydlo 1982, 2005a, Husák & Rydlo 1985), Vlašimska (Pešout 1996), Náchodska (Rydlo 2006g), Poorličí (Černohous & Husák 1986, Rydlo jun. 2008), Znojemska (Rydlo, nepubl.) a dolního Pomoraví (Rydlo 2000b, Šumberová, nepubl.).

Hospodářský význam a ohrožení. Tato vegetace nemá přímé hospodářské využití. Její hlavní význam spočívá v uchování diverzity vegetace vodních makrofytů a na ni vázaných živočichů. Některé skupiny vodních bezobratlých vytvářejí v porostech této asociace velmi bohaté populace; u některých druhů zřejmě existuje specifická vazba na *Myriophyllum verticillatum* (Kuczyńska-Kippen & Nagengast 2003, 2006). Porosty jsou též dobrou třecí podložkou a úkrytem pro ryby. Podobně jako *M. spicatum* vylučuje i *M. verticillatum* bioaktivní látky, u nichž byl prokázán inhibiční účinek na růst některých sinic (Hilt et al. 2006); tuto vlastnost by bylo možné využít k omezování sinic v nádržích sloužících k rekreaci nebo jako zdroj pitné vody. Husté porosty v tocích zabraňují odnosu sedimentu, a mají tak protierozní funkci, z dlouhodobého hlediska však urychlují zanášení říčních koryt. *Myriophylletum verticillati* nepatří v Evropě k hojným makrofytním společenstvům, ale většinou není považováno za ohrožené.

■ **Summary.** This vegetation type, dominated by *Myriophyllum verticillatum*, a submerged species, occurs in mesotrophic to naturally eutrophic, clear water, e.g. in oxbows and other types of alluvial pools, small fishponds, channels and lentic sections of streams. In contrast to stands of *M. spicatum*, it occurs in habitats in an advanced stage of terrestrialization, while it is absent in recently established, and rare in man-made water bodies. It is an uncommon vegetation type in the Czech Republic.

VBB09 *Potametum tenuifolii* Kiprijanova et Laščinskij 2000 Vegetace mělkých vod s rdestem alpským

Tabulka 4, sloupec 9 (str. 147)

Orig. (Kiprijanova & Laščinskij jun. 2000): *Potametum tenuifolii* ass. nov. (*Potamogeton tenuifolius* = *P. alpinus*)

Syn.: *Potametum alpini* Br.-Bl. 1949 (§ 2b, nomen nudum)

Diagnostické druhy: ***Potamogeton alpinus***, *Sparganium emersum*

Konstantní druhy: ***Potamogeton alpinus***

Dominantní druhy: *Elodea canadensis*, ***Potamogeton alpinus***

Formální definice: *Potamogeton alpinus* pokr. > 25 % NOT *Equisetum fluviatile* pokr. > 25 % NOT

Phragmites australis pokr. > 25 % NOT *Salix aurita* pokr. > 15 % NOT *Sparganium erectum* pokr. > 25 %

Struktura a druhové složení. Strukturu tohoto společenstva určuje dominantní rdest alpský (*Potamogeton alpinus*). Jeho lodyhy, bohatě olistěné dlouhými kopinatými listy, tvoří submerzní vrstvu porostů, v níž se dále uplatňují některé úzkolisté rdesty (např. *P. berchtoldii* a *P. obtusifolius*) a z dalších ponořených vodních makrofytů např. *Myriophyllum verticillatum*. Tato vrstva nezřídka dosahuje pokryvnosti 100 %. *Potamogeton alpinus* mívá často vyvinuté i lesklé kožovité vzplývavé listy eliptického tvaru a načervenalého zbarvení. Tyto listy jsou součástí natantní vrstvy porostů, kterou dále tvoří např. *P. natans*. Do porostů této asociace často vstupují i druhy potočních rákosin, např. *Berula erecta* a *Sparganium emersum*, které zde vytvářejí vzplývavé nebo ponořené formy. Zpravidla bylo zaznamenáno 2–5 druhů cévnatých rostlin na ploše 4–25 m^2, výjimečné však nejsou ani porosty o 9 druzích.

Stanoviště. U nás je tato vegetace známa především z horních toků některých řek a potoků, dále z rybníků a jejich napájecích struh a zatopených těžebních jam. Hloubka vody se pohybuje zpravidla v rozmezí 20–60 cm, vzácně dosahuje až 90 cm (Husák & Rydlo 1985, Černohous & Husák 1986, Rydlo 1987a). Ze zahraničí je společenstvo uváděno i z jezer, kde zasahuje až do hloubky několika metrů (Doll 1991b, Schratt in Grabherr & Mucina 1993: 55–78, Ninot et al. 2000). Výrazný pokles vody v nádrži může po krátkou dobu přečkat v pozemní formě, substrát však nesmí úplně vyschnout (Brux et al. 1987). Vody s výskytem této vegetace jsou oligotrofní až mezotrofní, někdy i eutrofní, vždy však dobře průhledné. Substrát dna může být písčitý až štěrkovitý nebo jílovitý, obvykle s hlubokou vrstvou organického bahna, která výrazně podporuje růst dominantního druhu (Husák & Rydlo 1985, Rydlo 1987a, Hejný in Hejný 2000a: 90–91, Boedeltje et al. 2005). Stanoviště s výskytem této vegetace jsou plně osluněná nebo mírně zastíněná (Rydlo 1987a). Sporé údaje o chemismu vody a substrátu na našich lokalitách

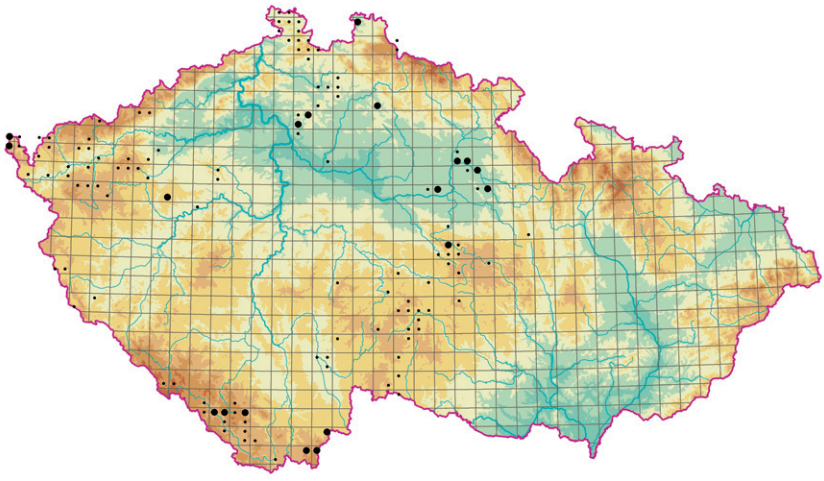
Obr. 70. *Potametum tenuifolii*. Porost rdestu alpského (*Potamogeton alpinus*) v přehradě Naděje u Horní Světlé na Českolipsku. (A. Vydrová 2006.)

Fig. 70. A stand of *Potamogeton alpinus* in Naděje reservoir near Horní Světlá, Česká Lípa district, northern Bohemia.

této vegetace indikují malý obsah dusíkatých látek a iontů PO_4^{3-} ve vodě i v substrátu (Černohous & Husák 1986, Rydlo 1987a). Větší obsah iontů NO_3^- ve vodě vede u tohoto druhu, který jako zdroj dusíku preferuje ionty NH_4^+, k redukci růstu (Boedeltje et al. 2005). Podle měření na dvou lokalitách ve východních Čechách byly zjištěny hodnoty pH pro vodu 7,1 a 7,8, pro substrát 5,2 a 5,6 (Černohous & Husák 1986; v pískovně u Bělče nad Orlicí byl dominantní druh rdestu chybně určen, a snímek z této lokality je proto v originální práci zařazen k asociaci *Potametum praelongi*; Kaplan in Štěpánková et al. 2010: 329–384). Vysoký obsah vápníku ve vodě (45,3 a 52,5 $mg.l^{-1}$; Černohous & Husák 1986) toto společenstvo zřejmě snáší, ale nepotřebuje pro svůj rozvoj. V zahraničí bylo *Potametum tenuifolii* zjištěno ve vodách chudých na živiny, jejichž chemismus byl obdobný jako na východočeských lokalitách, ale i ve vodách živinami značně bohatých uvnitř sídel (Spence in Burnett 1964: 306–425, Doll 1991b). Tato vegetace je vázána na chladnější polohy. U nás se vyskytuje od pahorkatin do hor. Nejvýše byla doložena na Šumavě v nadmořských výškách 700–800 m (Rydlo 1995c, Bufková & Rydlo 2008). Lokality v teplejších oblastech, např. na Kokořínsku, se nacházejí v lesních komplexech nebo hlubokých říčních údolích s klimatickou inverzí (Rydlo 1987a). Zahraniční výskyty v horských jezerech zasahují až do alpínského stupně (Schratt in Grabherr & Mucina 1993: 55–78, Ninot et al. 2000).

Dynamika a management. *Potametum tenuifolii* je přirozenou vegetací vod v pokročilejším stadiu sukcese. Často tvoří mozaiku se sukcesně navazujícími typy vegetace, jimiž jsou nejčastěji porosty rákosin a vysokých ostřic, případně mokřadní olšiny (Husák & Rydlo 1985). Z přirozených stanovišť se společenstvo rozšířilo i do rybníků. Vlivem celkové eutrofizace vod tato vegetace u nás zřejmě značně ustoupila a udržela se hlavně v tocích a nádržích v chráněných územích a oblastech s extenzivním hospodařením, jako je bývalé hraniční pásmo nebo vojenské újezdy. Je možné, že některé výskyty měly přechodný charakter a zanikly například vlivem vysychání mělkých vod v extrémně suchých létech. Tyto procesy však mohly být urychleny i vodohospodářskými úpravami. K ústupu porostů *Potamogeton alpinus* a jejich nahrazení odolnějšími druhy vodních makrofytů došlo i v severozápadní Evropě, kde tato vegetace byla dříve hojná (Sand-Jensen et al. 2000, Riis & Sand-Jensen 2001, Nurminen 2003). Ochranářský management je převážně bezzásahový. Pro podporu této vegetace je možné v oblastech výskytu druhu *P. alpinus* vytvořit nová potenciálně vhodná stanoviště, např. mělké tůňky. Na existujících lokalitách je potřeba monitorovat a případně omezovat šíření sukcesně pokročilejších stadií, např. citlivým odstraněním části sedimentů i s porosty rákosin a vysokých ostřic. Výhodou je, že *P. alpinus* je dosti odolný vůči mechanickému narušování a má velký potenciál při znovuosídlování stanovišť, zejména pomocí úlomků stonků s listy a plovoucích turionů (Wiegleb & Brux 1991, Wiegleb et al. 1991). Dlouhodobé narušování o vysoké intenzitě, u nás například v souvislosti s vodními sporty, může však způsobit vymizení druhu (Riis & Sand-Jensen 2001). Základní podmínkou udržení této vegetace v krajině je zachování mokřadů s čistou vodou.

Rozšíření. Druh *Potamogeton alpinus* má souvislý výskyt v boreální zóně a v chladnějších částech temperátní zóny Eurasie a Severní Ameriky. Vyskytuje se i v Alpách a dalších pohořích střední, jižní a jihovýchodní Evropy a také na Kavkaze (Hultén & Fries 1986, Kaplan in Štěpánková et al. 2010: 329–384). Asociace *Potametum tenuifolii* byla zatím doložena pod různými jmény ze Španělska a Andorry (Ninot et al. 2000), Francie (Julve 1993, Ferrez et al. 2009), Skotska (Spence in Burnett 1964: 306–425), Skandinávie (Dierßen 1996, Lawesson 2004), Německa (Doll 1991b, Pott 1995, Rennwald 2000, Schubert et al. 2001a, Hilbig in Schubert et al. 2001b: 225–238), Rakouska (Schratt in Grabherr & Mucina 1993: 55–78), Slovenska (Hrivnák et al. 2011), Ukrajiny (Dubyna 2006), Bosny (Redžić 2007), Estonska (Paal & Trei 2004), Litvy (Balevičienė & Balevičius 2006), západní Sibiře (Kiprijanova & Laščinskij jun. 2000) a od jezera Bajkal (Chytrý et al. 1993). Společenstvo není uváděno z evropské části Ruska (Korotkov et al. 1991), ačkoli jeho výskyt je zde velmi pravděpodobný. V České republice je *Potametum tenuifolii* doloženo z Ašska (Rydlo 2007a), Rakovnicka (Rydlo 2007d), nivy Pšovky a jejích přítoků na Kokořínsku (Husák & Rydlo 1985, Rydlo 1987a), Frýdlantského výběžku (Jehlík & Rydlo 2008), Českého ráje (Černohous & Husák 1986), Pardubicka (Černohous & Husák 1986), Poorličí (Černohous & Husák 1986, Rydlo jun. 2008), Želez-



Obr. 71. Rozšíření asociace VBB09 *Potametum tenuifolii*; existující fytocenologické snímky dávají dosti neúplný obraz skutečného rozšíření této asociace, proto jsou malými tečkami označena místa s výskytem diagnostického druhu *Potamogeton alpinus* podle floristických databází.

Fig. 71. Distribution of the association VBB09 *Potametum tenuifolii*; available relevés provide an incomplete picture of the actual distribution of this association, therefore the sites with occurrence of its diagnostic species, *Potamogeton alpinus*, according to floristic databases, are indicated by small dots.

ných hor (Černohous & Husák 1986), horního toku Vltavy poblíž Volar (Rydlo 1995c, Bufková & Rydlo 2008), vojenského výcvikového prostoru Boletice na Šumavě (Vydrová & Pavlíčko 1999) a z Novohradských hor (Černý & Husák 2004).

Hospodářský význam a ohrožení. Tato vegetace je citlivým indikátorem změn v kvalitě povrchových vod. Její význam dále spočívá v tom, že zvětšuje biodiverzitu mokřadů. *Potamogeton alpinus* je v České republice řazen mezi silně ohrožené a zvláště chráněné druhy (Holub & Procházka 2000). Společenstvo je ohroženo eutrofizací vod a regulací vodních toků.

■ **Summary.** The dominant species of this association, *Potamogeton alpinus*, has submerged, and in some cases also natant leaves. It occurs mainly in brooks, upper sections of rivers, fishponds and flooded loam pits, usually in a depth of 20–60 cm. Its habitats are usually in an advanced stage of terrestrialization. The water is oligotrophic to mesotrophic, in some cases also eutrophic, but always clear. This association is scattered in the mid-altitude areas of the Czech Republic, but in recent decades it has been on the decline on many sites due to eutrophication.

VBB10 *Groenlandietum densae* Segal ex Schipper et al. in Schaminée et al. 1995

Vegetace mezotrofních vod s rdestem hustolistým

Tabulka 4, sloupec 10 (str. 147)

Orig. (Schaminée et al. 1995): *Groenlandietum* Segal ex Schipper, Lanjouw et Schaminée ass. nov. (*Groenlandia densa*)

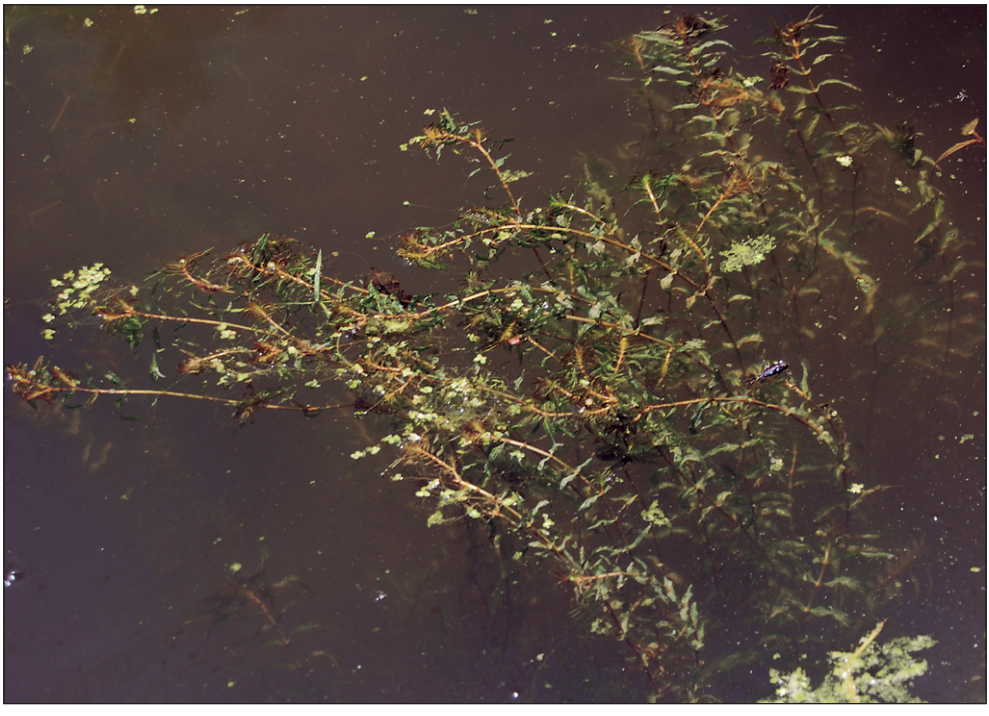
Syn.: *Groenlandietum densae* de Bolós 1957 (fantom), *Groenlandietum densae* (Oberdorfer 1957) Korneck 1962 (fantom), *Potamogeton densus*-Gesellschaft Korneck 1969 (§ 3c)

Diagnostické druhy: ***Groenlandia densa***
Konstantní druhy: ***Groenlandia densa***, *Lemna minor*
Dominantní druhy: ***Groenlandia densa***

Formální definice: *Groenlandia densa* pokr. > 25 %

Struktura a druhové složení. V porostech této asociace dominuje ponořený rdest hustolistý (*Groenlandia densa*). Lodyhy jsou hustě porostlé vstřícnými, úzce kopinatými listy uspořádanými ve dvou řadách. Rostliny tak připomínají oboustranné hřebeny, což dodává charakteristický vzhled celému porostu. V porostech převažuje biomasa submerzní vrstvy, zatímco natantní vrstva bývá vyvinuta jen fragmentárně a tvoří ji zpravidla *Lemna minor*. U nás zaznamenané porosty jsou extrémně druhově chudé, pouze s 1–2 druhy na ploše 10–16 m^2; to může souviset i s degradací porostů na naší jediné lokalitě. Ze zahraničí jsou známy druhově bohatší porosty, v nichž se vyskytují další ponořené vodní makrofyty, např. *Potamogeton perfoliatus* a *Zannichellia palustris* (Oťaheľová in Valachovič et al. 1995: 153–179).

Stanoviště. Tato vegetace se podle údajů ze zahraničí vyskytuje převážně v tekoucích vodách, vzácněji vstupuje i do vod stojatých, zejména tůní, menších rybníků a zaplavených příkopů (Oťaheľová in Valachovič et al. 1995: 153–179, Ninot et al. 2000, Hilbig in Schubert et al. 2001b: 225–238, Lawesson 2004). U nás je známa pouze z jediné lokality v pramenném rybníčku, kde roste na místech s vodou hlubokou do 50 cm a jílovitým dnem s tenkou vrstvou organického bahna (Černohous & Husák 1986). Z velmi mělkých vod, maximálně do hloubky 70 cm, jsou porosty druhu *Groenlandia densa* uváděny i ze zahraničí (Velayos et al. 1989, Oťaheľová in Valachovič et al. 1995: 153–179). Dno na zahraničních lokalitách bylo tvořeno štěrkem nebo organickým bahnem (Ninot et al. 2000, David & Halada 2003). Tato vegetace se vyskytuje v chladnějších vodách s dobrou průhledností, které jsou oligotrofní až eutrofní a bohaté vápníkem (Husák in Hejný 2000a: 66–67, Ninot et al. 2000, Hilbig in Schubert et al. 2001b: 225–238). Na lokalitách tohoto společenstva na Slovensku bylo naměřeno pH vody 7,1–8,0 (Oťaheľová in Valachovič et al. 1995: 153–179). Hodnoty z rozboru vody na jediném našem nalezišti (Klaudisová 1983) ukázaly na velký obsah vápníku, dusičnanů a chloridů a malý obsah hořčíku, zatímco pH se pohybovalo mezi 6,7 a 8,2, což je v souladu s údaji v zahraniční literatuře. V Evropě

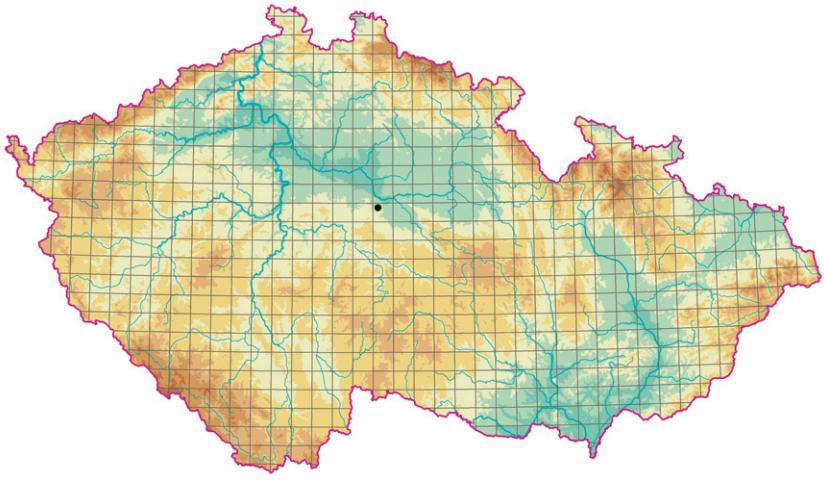


Obr. 72. *Groenlandietum densae*. Porost rdestu hustolistého (*Groenlandia densa*) v rybníčku u Hořan na Kutnohorsku. (J. Rydlo jun. 2007.)

Fig. 72. A stand of *Groenlandia densa* in a small fishpond near Hořany, Kutná Hora district, central Bohemia.

je tato vegetace známa hlavně z nížin a pahorkatin, zpravidla z vápnitého podloží (Hilbig in Schubert et al. 2001b: 225–238). Ve Středomoří se vyskytuje i v horách v nadmořských výškách přes 1000 m (Lopez 1978, Velayos et al. 1989).

Dynamika a management. Jde o přirozenou vegetaci mělkých vod. O historickém výskytu společenstva na našem území nemáme dostatek údajů. Druh *Groenlandia densa* však u nás byl vždy vzácný, neboť se zde vyskytuje v mezních ekologických podmínkách. Datované doklady o výskytu *G. densa* na našich lokalitách (Kaplan in Štěpánková et al. 2010: 329–384) ukazují, že k výraznému ústupu došlo zřejmě již na přelomu 19. a 20. století, tj. dlouho před silnou eutrofizací vod a regulacemi vodních toků; příčiny tohoto ústupu nejsou dostatečně známy. V současnosti ústup druhu *G. densa* a jeho společenstva souvisí především s eutrofizací vod a je doložen z mnoha zemí Evropy, včetně těch, kde se tato vegetace dříve vyskytovala dosti hojně (Oťaheľová in Valachovič et al. 1995: 153–179, Sand-Jensen et al. 2000, Riis & Sand-Jensen 2001, Hilbig in Schubert et al. 2001b: 225–238). Eutrofizaci zpravidla doprovází rozrůstání makrofytů s optimem ve vodách bohatých živinami, např. *Potamogeton crispus*, *P. pectinatus* nebo *Lemna minor*, fytoplanktonu a vláknitých řas. Konkurence druhů s velkou biomasou a omezení dostupnosti světla jsou pravděpodobně jedny z nejdůležitějších faktorů podílejících se na mizení porostů *G. densa* (Thomas & Daldorph 1994). Management na lokalitách této vegetace je obtížný, neboť spočívá zejména v zajištění čistoty vody a snížení trofie prostředí. Substráty s velkým podílem organického materiálu negativně ovlivňují růst druhu *G. densa*, pravděpodobně i prostřednictvím toxických látek, které vznikají mikrobiální aktivitou v anaerobním prostředí (Thomas & Daldorph 1994). Výrazný ústup, ale za vhodných podmínek i opětovné rozrůstání porostů nebo jejich regenerace ze semen v půdní semenné bance (Oťaheľová & Maglocký in Čeřovský et al. 1999: 174), může proběhnout i během několika málo let. V rybníčku u Hořan na Kutnohorsku byly v polovině sedmdesátých let 20. století pozorovány plošně rozsáhlé a vitální porosty *G. densa*, avšak již koncem sedmdesátých let se z nich vlivem zanášení rybníčku půdou splachlou z okolí a poklesu vody po poškození hráze zachovaly jen jednotlivé rostliny. Po odstranění bahna, prohloubení části rybníčku a opravě hráze v letech 1982–1984 se obnovily menší porosty *G. densa* (Klaudisová 1983, Rydlo 1986a), avšak na lokalitě pokračovalo další zazemňování, rozrůstání konkurenčně silnějších druhů a stínění okolními dřevinami. Proto bylo na přelomu let 1995 a 1996 na lokalitě odbahněno dno, upravena hráz a postaven suchý poldr k zachycení splachů ornice z okolních polí (Žlebčík 1999). V roce 1997 zarůstala *G. densa* většinu



Obr. 73. Rozšíření asociace VBB10 *Groenlandietum densae.*
Fig. 73. Distribution of the association VBB10 *Groenlandietum densae.*

rybníčku, již v následujícím roce se však více rozšířily porosty vláknitých řas a *Glyceria maxima*. Z toho vyplývá, že vedle managementových zásahů směřujících k zachování vhodného stanoviště je nutné i omezování konkurenčně silnějších druhů. V kultuře *Groenlandia densa* dobře snášela i letní vystavení plnému slunci, teploty vody nad 25 °C a zimní promrznutí vodního sloupce. Porosty regenerovaly v květnu až červnu z oddenků, ale bylo ověřeno i klíčení ze semen. I za kontrolovaných podmínek však někdy docházelo k náhlým úhynům rostlin: ty mohou být buď přirozené po ukončení tvorby semen, nebo reakcí na velkou hustotu porostů a nedostatek živin v substrátu. Ukázalo se, že odběr části biomasy má na celkovou vitalitu porostů příznivý vliv (Žlebčík 1999).

Rozšíření. *Groenlandia densa* se roztroušeně vyskytuje v temperátní zóně Evropy s výraznější koncentrací v její západní, střední a jižní části, odkud zasahuje do severní Afriky a jihozápadní Asie (Meusel et al. 1965, Hultén & Fries 1986, Kaplan in Štěpánková et al. 2010: 329–384). Asociace *Groenlandietum densae* se pod různými jmény uvádí z Pyrenejského poloostrova (Ninot et al. 2000, Rivas-Martínez et al. 2001), Francie (Géhu 1961, Schäfer-Guignier 1994), Nizozemska (Schipper et al. in Schaminée et al. 1995: 65–108), Dánska (Dierßen 1996, Lawesson 2004), Německa (Pott 1995, Rennwald 2000, Hilbig in Schubert et al. 2001b: 225–238), Slovenska (Oťaheľová in Valachovič et al. 1995: 153–179) a středního Turecka (Kaplan, nepubl.). V České republice se *Groenlandia densa* dříve vzácně vyskytovala od středního Polabí po dolní Poorličí, v rybníce Řeka ve Žďárských vrších a na Broumovsku (Kaplan in Štěpánková et al. 2010: 329–384). Poslední recentní lokalitou s přirozeným výskytem tohoto druhu i asociace *Groenlandietum densae* je rybníček jižně od obce Hořany na Kutnohorsku (Černohous & Husák 1986, Rydlo, nepubl.). Kromě toho je sledováno několik lokalit na Kokořínsku, kam byl druh v nedávné době vysazen (Prausová 2008).

Hospodářský význam a ohrožení. Vzhledem ke své vzácnosti nemá tato vegetace u nás žádný hospodářský význam. Její ochrana je důležitá pro zachování biodiverzity mokřadů. *Groenlandia densa* je u nás řazena mezi kriticky ohrožené druhy (Holub & Procházka 2000). Hlavními ohrožujícími faktory jsou eutrofizace, změna vodního režimu v souvislosti s vodohospodářskými úpravami a poklesem hladiny podzemní vody a konkurence jiných vodních makrofytů (Klaudisová 1983, Oťaheľová & Maglocký in Čeřovský et al. 1999: 174). Společenstvo mohou ohrozit i někteří vodní bezobratlí herbivoři: např. plž plovatka bahenní (*Lymnaea stagnalis*) tento druh silně preferuje oproti jiným makrofytům (Elger et al. 2002).

■ **Summary.** This association is dominated by *Groenlandia densa*, a submerged aquatic species. In the Czech Republic it occurs at a single site near Kutná Hora in central Bohemia, where it is found in a small fishpond with clayey bottom overlaid by a layer of organic mud, at a water depth of 50 cm.

VBB11 *Potametum denso-nodosi* de Bolós 1957
Vegetace mírně tekoucích a stojatých vod s rdestem uzlinatým

Tabulka 4, sloupec 11 (str. 147)

Orig. (de Bolós 1957): *Potametum densi=nodosi*
Syn.: *Potametum nodosi* (Soó 1960) Segal 1964

Diagnostické druhy: *Nuphar lutea*, ***Potamogeton nodosus***, *Spirodela polyrhiza*
Konstantní druhy: *Lemna minor*, ***Potamogeton nodosus***, *Spirodela polyrhiza*
Dominantní druhy: ***Potamogeton nodosus***

Formální definice: *Potamogeton nodosus* pokr. > 25 % NOT *Sagittaria sagittifolia* pokr. > 25 % NOT *Sparganium emersum* pokr. > 25 %

Struktura a druhové složení. V druhově chudých porostech této asociace dominuje rdest uzlinatý (*Potamogeton nodosus*). Jeho lesklé, kožovité, na hladině plovoucí listy s dlouhými řapíky tvoří natantní vrstvu porostů, kde je zpravidla soustředěna jejich hlavní biomasa. V této vrstvě se často a s velkou pokryvností vyskytují i některé pleustofyty, např. *Lemna gibba* a *L. minor*. Pod vodou vytváří *Potamogeton nodosus* poloprůsvitné submerzní listy s výraznou žilnatinou, které však v létě nezřídka odumírají. Naopak v rychleji proudící vodě

často chybějí natantní listy (Kaplan in Štěpánková et al. 2010: 329–384) a biomasa porostů je soustředěna do submerzní vrstvy. Z ponořených druhů se v této vegetaci dále vyskytují zejména běžné makrofyty eutrofních vod, jako jsou *Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum spicatum* a *Potamogeton crispus*. Celkový vzhled porostů závisí na podmínkách prostředí: v menších rychleji proudících tocích má společenstvo často charakter mozaiky, v níž jsou rozeznatelné jednotlivé trsy dominantního *P. nodosus*; tato vegetace mívá pokryvnost kolem 50–90 %. Ve stojatých vodách nebo velkých tocích s pomalu proudící vodou porosty souvisle pokrývají hladinu a pokryvnost dosahuje až 100 %. V porostech této asociace bylo nejčastěji zaznamenáno 3–5 druhů na ploše ploše 4–100 m^2, v řekách jsou běžné i monocenózy druhu *P. nodosus*.

Stanoviště. Porosty této asociace se u nás vyskytují hlavně v klidnějších úsecích řek, dále v umělých kanálech a strouhách, mrtvých ramenech, pískovnách a zatopených důlních propadlinách. Zpravidla jde o stanoviště vystavená vlivu mechanických disturbancí, jako je proudění vody a občasná nebo nedávno ukončená těžba štěrkopísku. Hloubka vody na našich lokalitách se pohybuje nejčastěji kolem 30–60 cm a jen výjimečně překračuje 2 m; v zahraničí byla tato vegetace zjištěna v jezerech i v hloubce přes 5 m (Vaquer & Champeau 1991). Porosty mohou dlouhodobě přežívat i ve vodě hluboké jen několik cm a přechodně snášejí i limózní ekofázi. V substrátu dna zpravidla převažuje minerální složka o různé zrnitosti, od jílu po štěrk, výjimkou není ani kamenité dno. V povrchové vrstvě nebo ve spárách mezi kameny mohou být menší nánosy organického bahna; vysoký obsah organické hmoty v substrátu brzdí růst dominantního druhu *Potamogeton nodosus* (Barko & Smart 1983). Stanoviště jsou plně osluněná nebo mírně zastíněná. Vody s výskytem této vegetace jsou mezotrofní až přirozeně eutrofní, v tocích většinou o velmi malé průhlednosti. Přesnější údaje o chemismu vody a substrátu nejsou pro naše území k dispozici. Ze zahraničí se společenstvo uvádí z vod o neutrální až alkalické reakci (pH až 8), s velkým obsahem karbonátů (Vaquer &

Obr. 74. *Potametum denso-nodosi.* Porost rdestu uzlinatého (*Potamogeton nodosus*), formy tekoucích vod s úzkými protáhlými listy, v Labi u Jiřic na Mělnicku. (A. Vydrová 2008.)

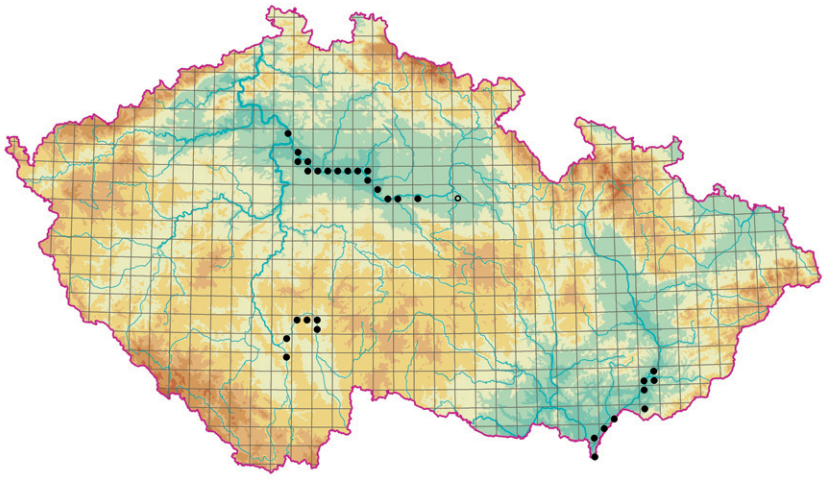
Fig. 74. A stand of *Potamogeton nodosus*, a form typical of moving water with narrow elongated leaves, in the Labe river near Jiřice, Mělník district, central Bohemia.

Obr. 75. *Potametum denso-nodosi*. Porost rdestu uzlinatého (*Potamogeton nodosus*), formy stojatých vod s širokými listy, v zatopené pískovně v oblasti soutoku Moravy a Dyje na Břeclavsku. (K. Šumberová 2006.)
Fig. 75. A stand of *Potamogeton nodosus*, a form of still water with broad leaves, in a flooded sand pit near the confluence of the Morava and Dyje rivers, Břeclav district, southern Moravia.

Champeau 1991). *Potamogeton nodosus* patří k druhům velmi náročným na teplo ve vegetačním období. V jižní a jihovýchodní Evropě na vápnitém podloží vystupuje i do podhorského stupně (Arnáiz & Molina 1985, Ninot et al. 2000), jinak je vázán hlavně na nížiny.

Dynamika a management. Společenstvo je přirozenou vegetací tekoucích, vzácněji i stojatých mezotrofních až eutrofních vod. Je vázáno na raná stadia sukcese, případně se vyskytuje na stanovištích, kde sukcesi a zazemňování organickými sedimenty blokuje proudění vody. Zřejmě i z toho důvodu od nás chybějí údaje o výskytu asociace *Potametum denso-nodosi* v rybnících, které mají většinou dno pokryté vrstvou organického bahna. Dokonce i výskyt samotného druhu *Potamogeton nodosus* byl z našich rybníků doložen jen velmi vzácně (Kaplan 2001a, Kaplan in Štěpánková et al. 2010: 329–384). Asociace *Potametum denso-nodosi* je především v řekách dlouhodobě stabilní vegetací. S postupující sedimentací a snižující se rychlostí proudění ji postupně nahrazují některé jiné typy vegetace, např. vzplývavá forma porostů asociace *Sagittario sagittifoliae-Sparganietum emersi*, která s ní může tvořit mozaiku. V silně eutrofních vodách bývá *Potametum denso-nodosi* doprovázeno porosty asociace *Ceratophylletum demersi*, které vytrvávají i na stanovištích s velmi hlubokým organickým bahnem. Tato vegetace zpravidla nevyžaduje žádný management. Existence vhodných stanovišť je většinou spjata s přirozeným charakterem a dynamikou vodních toků, kterou je potřeba zachovat. Z dlouhodobého hlediska je možné pokusit se omezit sukcesi na stanovištích společenstva ve stojatých vodách, např. odstraněním organických sedimentů a sukcesně pokročilejší vegetace. Podobně jako většina dalších makrofytních společenstev v řekách je i *Potametum denso-nodosi* poškozováno intenzivní lodní dopravou, při jejím omezení však dobře regeneruje (Rydlo 2007b).

Rozšíření. V Evropě je *Potamogeton nodosus* přirozeně rozšířen v teplých oblastech temperátní zóny. Vyskytuje se i na většině ostatních kontinen-



Obr. 76. Rozšíření asociace VBB11 *Potametum denso-nodosi.*
Fig. 76. Distribution of the association VBB11 *Potametum denso-nodosi.*

tů, kde zasahuje až do zóny subtropické, vzácně i tropické s výjimkou oblastí deštných lesů (Hultén & Fries 1986, Kaplan & Symoens 2005, Kaplan in Štěpánková et al. 2010: 329–384). V Evropě byla tato vegetace zaznamenána hlavně v její jižní a jihovýchodní části; ve střední Evropě je vázána pouze na nejteplejší nížiny. Byla doložena z Pyrenejského poloostrova (Ninot et al. 2000, Rivas-Martínez et al. 2001), Francie (Vaquer & Champeau 1991, Ferrez et al. 2009), Nizozemska (Segal 1965, Schipper et al. in Schaminée et al. 1995: 65–108), Německa (Rennwald 2000, Hilbig in Schubert et al. 2001b: 225–238), Itálie (Lastrucci et al. 2010), Slovenska (Oťaheľová in Valachovič et al. 1995: 153–179), Ukrajiny (Dubyna 2006), Srbska (Stevanović et al. 2003), Rumunska (Sanda et al. 1999) a Bulharska (Tzonev et al. 2009). Na rozdíl od většiny našich společenstev třídy *Potametea* tato asociace nezasahuje do Skandinávie ani Pobaltí. V některých dalších zemích, např. v Rakousku, je výskyt velmi pravděpodobný, ale asociace zde dosud zřejmě nebyla rozlišována. Údaje o vegetaci s dominantním druhem *Potamogeton nodosus* jsou k dispozici rovněž z Egypta (Shaltout & El-Sheikh 1993, Zahran & Willis 2009), Maroka (Kaplan, nepubl.), Turecka (Rydlo, nepubl.) a USA (Egertson et al. 2004). V České republice je tato asociace doložena z toku Labe, jeho přítoků a vzácně i z pískoven v aluviu mezi Pardubicemi a Mělníkem (Husák & Rydlo 1985, Černohous & Husák 1986, Rydlo 1987b, 2005a, 2007b), středního toku Vltavy (Rydlo & Vydrová 2000), Lužnice (Husák & Rydlo 1992), Bílých Karpat (Rydlo 2000b) a z dolního Pomoraví mezi Uherským Hradištěm a soutokem Moravy s Dyjí (Rydlo 1992, Šumberová, nepubl.).

Hospodářský význam a ohrožení. U nás tato vegetace nemá vzhledem ke své vzácnosti velký hospodářský význam. Její ochrana je důležitá především pro zachování diverzity vegetace vodních makrofytů a na ni vázaných živočichů. *Potamogeton nodosus* je kolonizátorem mechanicky narušovaných stanovišť. Jeho porosty přispívají například ke znovuoživení toků po vyčištění od nánosů, kde zároveň díky značnému podílu kořenové biomasy zpevňují dno (Engelhardt 2006). V porovnání s některými jinými makrofyty výrazně snižuje množství fosforu ve vodě (Engelhardt 2006). V subtropických oblastech, např. v Egyptě a Indii, působí tato vegetace vážné hospodářské problémy zarůstáním melioračních kanálů a rybářsky využívaných vod, takže je nutno ji omezovat (Lancar & Krake 2002). Ve střední Evropě, kde nepatří k expanzivním typům vegetace, je společenstvo považováno za ohrožené regulací vodních toků a úbytkem vhodných stanovišť (Oťaheľová in Valachovič et al. 1995: 153–179, Rennwald 2000, Hilbig in Schubert et al. 2001b: 225–238).

■ **Summary.** This vegetation type is dominated by *Potamogeton nodosus*, a species which possesses both natant and submerged leaves, but the former may be absent in flowing water and the latter in warm, still, turbid water. It occurs in slow-moving rivers, artificial channels or flooded sand pits, but is absent from fishponds. These habitats are usually in an early successional stage or frequently disturbed, with mineral rather than organic sediments on the bottom. Water depth is usually between 30 and 60 cm. It is a rare vegetation type in the Czech Republic, occurring mainly in some sections of lowland river corridors.

VBB12
Potametum praelongi Hild 1959
Vodní vegetace s rdestem dlouholistým

Tabulka 4, sloupec 12 (str. 147)

Orig. (Hild 1959): *Potametum-praelongi-potametosum obtusifolii*

Syn.: *Potametum perfoliati potametosum praelongi* Sauer 1937

Diagnostické druhy: *Lemna trisulca*, *Potamogeton crispus*, ***P. praelongus***

Konstantní druhy: ***Potamogeton praelongus***

Dominantní druhy: ***Potamogeton praelongus***

Formální definice: *Potamogeton praelongus* pokr. > 25 %

Struktura a druhové složení. Strukturu společenstva určuje dominantní rdest dlouholistý (*Potamogeton praelongus*). Tento druh je ponořený a vyznačuje se lodyhou v uzlinách klikatě zprohýbanou a dlouhými (často přes 10 cm), průsvitnými, sytě zelenými ponořenými listy. Vzplývavé listy tento druh nevytváří. V hlubokých oligotrofních vodách se zpravidla vytvářejí monocenózy. U nás se v této vegetaci pravidelně vyskytují běžnější makrofytní druhy eutrofních vod, v submerzní vrstvě např. *Elodea canadensis* a *Potamogeton crispus*, v natantní vrstvě, pokud je vytvořena, se s malou pokryvností uplatňují např. *Lemna minor*, *Nuphar lutea* a natantní forma druhu *Sparganium emersum*. Tato vegetace je druhově chudá: byly zaznamenány zpravidla monocenózy nebo porosty s 2–5 druhy cévnatých rostlin na ploše 5–20 m^2.

Stanoviště. U nás je tato vegetace známa z klidnějších úseků řek a mrtvých ramen, velmi vzácně se mohla vyskytovat i v rybnících (Černohous & Husák 1986, Rydlo 1989, 1995a, Prausová et al. 2004). V zahraničí je doložena i z jezer (Doll 1991b, Schratt in Grabherr & Mucina 1993: 55–78, Berg et al. in Berg et al. 2004: 102–113). Na našich lokalitách bylo *Potametum praelongi* zaznamenáno ve vodě o hloubce 20–120 cm (Černohous & Husák 1986, Rydlo 1989, 1995a), v jezerech s vysokou průhledností vody mimo naše území až v hloubce několika metrů (Spence in Burnett 1964: 306–425, Doll 1991b). Stanoviště jsou zpravidla plně osluněná. Substrát dna je různý, na našich lokalitách byla obvykle zaznamenána vrstva organického bahna. Optimální podmínky nachází tato vegetace v chladných oligotrofních až mezotrofních vodách, ale uvádí se i z vod eutrofních (Miljan 1933, Doll 1991b, Schratt in Grabherr & Mucina 1993: 55–78, Dierßen 1996, Hilbig in Schubert et al. 2001b: 225–238). Ekologická amplituda porostů této asociace ve vztahu k pH a obsahu rozpuštěných látek ve vodě je zřejmě široká, většina prací však zachycuje jen její část, takže údaje v literatuře si někdy navzájem odporují (Spence 1967, Hilbig in Schubert et al. 2001b: 225–238). Většinou jsou porosty druhu *Potamogeton praelongus* uváděny ze slabě kyselých až slabě alkalických vod se středně velkým obsahem vápníku (Spence in Burnett 1964: 306–425, Doll 1991b, Berg et al. in Berg et al. 2004: 102–113, Nowak et al. 2007) a kyselých až neutrálních substrátů (Miljan 1933, Doll 1991b). Údajům ze zahraničí odpovídají i analýzy vody a substrátu ze slepého ramene Orlice u Malšovy Lhoty, kde se tato vegetace dosud vyskytuje (Černohous & Husák 1986): bylo zde zaznamenáno pH vody 7,5 a pH substrátu 4,95. V porovnání s lokalitami ostatních společenstev třídy *Potametea* zde byl zjištěn největší obsah celkového dusíku (převažovala nitrátová forma) ve vodě i v substrátu a největší obsah iontů Ca^{2+} ve vodě (65,3 $mg.l^{-1}$). V citované práci je pro toto společenstvo uvedena ještě jedna lokalita, se značně odlišnými hodnotami měřených faktorů prostředí, podle novějších údajů však byl na této lokalitě *Potamogeton praelongus* zaměněn se submerzní formou druhu *P. alpinus* (Kaplan in Štěpánková et al. 2010: 329–384). Analýzy vody a substrátu ze slepého ramene Orlice u Malšovy Lhoty (Prausová 2008) prokázaly velké rozdíly v obsahu živin a znečišťujících látek ve vodě a substrátu v různých částech slepého ramene.

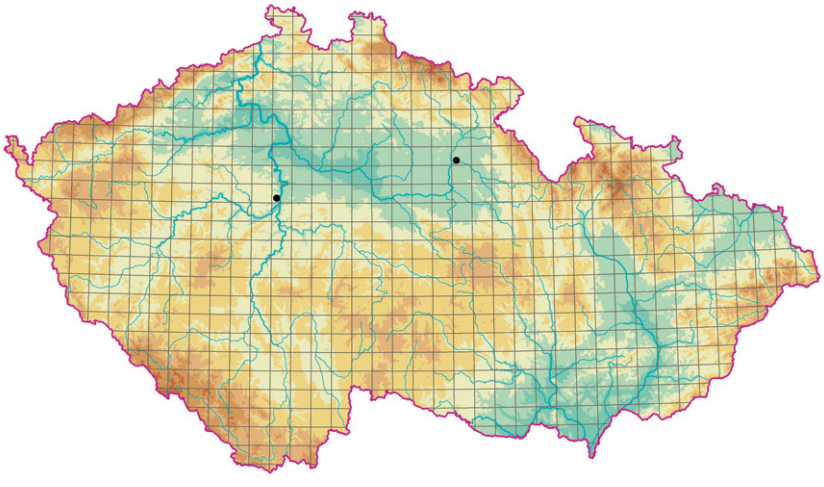
Obr. 77. *Potametum praelongi*. Rdest dlouholistý (*Potamogeton praelongus*) z řeky Orlice u Hradce Králové-Malšovy Lhoty. (A. Vydrová 2007.)
Fig. 77. *Potamogeton praelongus* from the Orlice river near Hradec Králové-Malšova Lhota, eastern Bohemia.

I dnes se zde vyskytují místa vhodná pro výskyt druhu *P. praelongus* s podobnými vlastnostmi vody a substrátu, jaké zjistili Černohous & Husák (1986) v polovině sedmdesátých let 20. století. Je pravděpodobné, že v prostředí s trvale vysokým obsahem živin není toto společenstvo schopno přežívat dlouhodobě (Doll 1991b). *Potametum praelongi* je vázáno především na chladnější oblasti, což dokládá celkové rozšíření druhu a v jižní části areálu jeho výskyt ve vysokohorských jezerech (Schratt in Grabherr & Mucina 1993: 55–78, Dierßen 1996). U nás roste v mezních ekologických podmínkách a jeho výskyty mají zřejmě reliktní charakter (Webb & Moore 1982).

Dynamika a management. Jde o přirozenou makrofytní vegetaci živinami chudých vod v raném stadiu sukcese. O výskytu tohoto společenstva v minulosti nemáme dostatek informací, zřejmě však vždy patřilo spíše k vzácným typům vegetace, omezeným na nevelké části našeho území (Prausová et al. 2004, Kaplan in Štěpánková et al. 2010: 329–384). Jelikož je u nás v současnosti vázáno na aluvia řek, je pravděpodobné, že se na jeho výskytu vedle eutrofizace vod projevily také regulace vodních toků, neboť se tím omezila možnost vzniku nových přirozených stanovišť. Na některých lokalitách k ústupu této vegetace přispělo i vysazování býložravého amura a zakládání skládek odpadu (Rydlo 1995g, Prausová et al. 2004). V současnosti je přirozený výskyt druhu *Potamogeton praelongus* od nás znám pouze ze slepého ramene a toku Orlice u Hradce Králové (Kaplan in Štěpánková et al. 2010: 329–384). Protože porosty ze slepého ramene byly negativně ovlivněny nadbytkem živinami bohatých sedimentů a zástinem, bylo v letech 2001–2003 rameno částečně odbahněno a byly vykáceny dřeviny na jeho březích (Prausová et al. 2004). Populace druhu *P. praelongus* na této lokalitě je pravidelně sledována a její velikost postupně roste (Prausová 2008). Na lokalitách, kde tato vegetace zanikla teprve nedávno, by se po odstranění sedimentů mohly porosty obnovit spontánně ze semenné banky na dně nádrží. Z krátkodobého hlediska může být management této vegetace bezzása-

hový, podmínkou je však zachování nižší trofie a dobré průhlednosti vody, což je v současné krajině obtížně uskutečnitelné. V prostředí o větší trofii hrozí konkurence vodních makrofytů s optimem výskytu v eutrofních vodách; ty je nutno v případě potřeby omezovat. Ve vodních nádržích je rovněž třeba vyloučit vysazování býložravých ryb nebo jiných živočichů, kteří by *Potametum praelongi* mohli spásat. Ústup porostů *Potamogeton praelongus* vlivem eutrofizace byl zaznamenán i v dalších zemích Evropy (Doll 1991b, Sand-Jensen et al. 2000, Riis & Sand-Jensen 2001, Hilbig in Schubert et al. 2001b: 225–238) a Severní Ameriky, kde se na něm podílelo i šíření invazního *Myriophyllum spicatum* (Cronk & Fennessy 2001, Egertson et al. 2004).

Rozšíření. Druh *Potamogeton praelongus* je rozšířen v chladnějších oblastech temperátní zóny a v boreální zóně Eurasie a Severní Ameriky, jen velmi vzácně zasahuje i do teplejších území (Hultén & Fries 1986, Kaplan in Štěpánková et al. 2010: 329–384). V Evropě je častější v její severní části, jinde je pravděpodobně reliktem z chladnějších období (Webb & Moore 1982); udržel se zde především ve vysokohořích a velmi vzácně i mimo ně. Asociace *Potametum praelongi* byla zatím doložena pouze ze Skotska (Spence in Burnett 1964: 306–425), Skandinávie (Dierßen 1996), Estonska (Miljan 1933), Polska (Nowak & Nowak 2007, Nowak et al. 2007), Německa (Doll 1991b, Pott 1995, Rennwald 2000, Schubert et al. 2001a, Hilbig in Schubert et al. 2001b: 225–238, Berg et al. in Berg et al. 2004: 102–113), Rakouska (Schratt in Grabherr & Mucina 1993: 55–78) a od jezera Bajkal na Sibiři (Chytrý et al. 1993). Pravděpodobný je i výskyt v Nizozemsku, kde jsou však porosty *Potamogeton praelongus* vzácné a hodnotí se v rámci jiných společenstev makrofytní vegetace (Schipper et al. in Schaminée et al. 1995: 65–108). Porosty s velkou pokryvností *P. praelongus* byly zaznamenány i v USA (Sheldon 1987). V České republice je druh *P. praelongus* historicky znám ze severních, středních, východních a jižních Čech, nikdy však nebyl hojný (Prausová et al. 2004, Kaplan in Štěpánková et al. 2010: 329–384). Asociace *Potametum praelongi* je fytocenologickými snímky doložena pouze ze tří lokalit, a to z toku Vltavy v jižní části Prahy (Rydlo 1989), tzv. Jezuitských tůní v Hradci Králové-Malšovicích a ze slepého ramene a přilehlé části toku Orlice u Malšovy Lhoty na Královéhradecku (Černohous & Husák 1986, Rydlo 1995a, Rydlo jun. 2008). Do současnosti se zachovala pouze poslední lokalita. Kaplan (in Štěpánková et al. 2010: 329–384) uvádí recentní výskyt druhu *Potamogeton praelongus* i v Orlici přímo v Hradci Králové, ten však není doložen fytocenologickým snímkem. Na Kokořínsku existuje několik lokalit, kam byl *P. praelongus* původem z Poorličí nedávno vysazen; místy zde prospívá



Obr. 78. Rozšíření asociace VBB12 *Potametum praelongi.*
Fig. 78. Distribution of the association VBB12 *Potametum praelongi.*

lépe než na posledních lokalitách přirozeného výskytu na Královéhradecku (Prausová 2008).

Hospodářský význam a ohrožení. Tato vegetace u nás vzhledem ke své vzácnosti nemá žádný hospodářský význam. Její ochrana je důležitá především pro zachování biodiverzity vodních makrofytů. *Potamogeton praelongus* je u nás zařazen mezi kriticky ohrožené a zvláště chráněné druhy (Holub & Procházka 2000). Jeho výskyt je ohrožen především eutrofizací vod a změnou dynamiky vodního režimu v říčních nivách. Porosty na izolovaných lokalitách, např. v mrtvých ramenech, mohou ohrozit býložraví živočichové, zejména ryby (Prausová et al. 2004).

■ **Summary.** This vegetation type is dominated by *Potamogeton praelongus*, a submerged aquatic macrophyte. It occurs in oligotrophic to mesotrophic water at depths of 20–120 cm, specifically in the lentic sections of rivers and in oxbows. In the Czech Republic it occurs naturally only at a few sites in eastern Bohemia. Historically it was recorded in Prague, and it was introduced in the Kokořínsko area.

VBB13 *Potametum zizii* Černohous et Husák 1986

Vodní vegetace s rdestem Zizovým

Tabulka 4, sloupec 13 (str. 147)

Orig. (Černohous & Husák 1986): *Potametum zizii* Černohous et Husák ass. nova (*Potamogeton ×zizii* = *Potamogeton ×angustifolius*)

Syn.: *Potametum zizii* Zutshi 1975 (§ 2b, nomen nudum)

Diagnostické druhy: ***Lemna trisulca***, ***Potamogeton gramineus***, ***P. lucens***, ***P. ×angustifolius***, ***Ricciocarpos natans***, *Schoenoplectus lacustris*, ***Utricularia australis***

Konstantní druhy: *Lemna minor*, *L. trisulca*, *Potamogeton gramineus*, *P. lucens*, ***P. ×angustifolius***, *Ricciocarpos natans*, *Utricularia australis*

Dominantní druhy: ***Potamogeton ×angustifolius***

Formální definice: *Potamogeton ×angustifolius* pokr. > 25 %

Struktura a druhové složení. Strukturu porostů určuje dominantní rdest Zizův (*Potamogeton ×angustifolius*), který je stabilním hybridem druhů *P. gramineus* a *P. lucens*. Vytváří dosti velké ponořené listy a často i listy vzplývavé. V porostech se dále mohou vyskytovat oba rodičovské druhy a některé další vodní makrofyty s vazbou na mezotrofní až přirozeně eutrofní vody. V submerzní vrstvě se dále nacházejí např. *Lemna trisulca* a *Utricularia australis*, v natantní vrstvě dosahují větší stálosti *Lemna minor* a *Ricciocarpos natans*. Počet druhů cévnatých rostlin v porostech zaznamenaných na našem území se pohyboval v rozmezí 2–10 na ploše 6–16 m^2. Někdy mohou mít porosty charakter monocenózy.

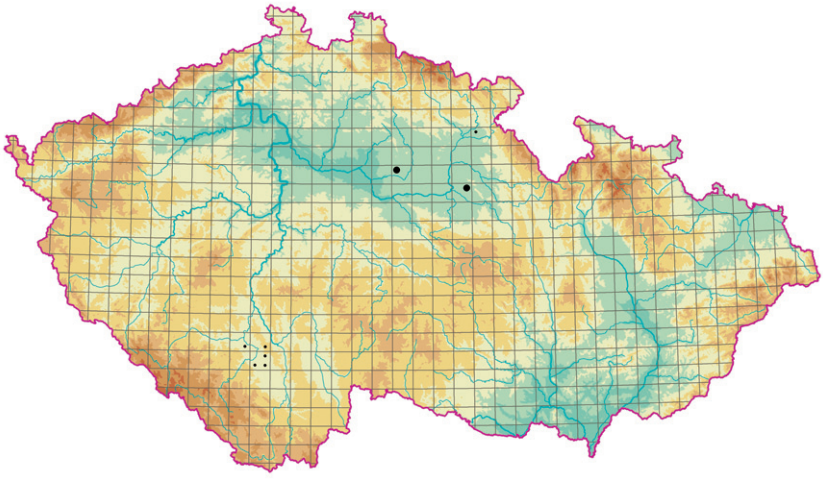
Stanoviště. Asociace *Potametum zizii* byla na našem území zaznamenána pouze dvakrát, a to v menších rybnících, z nichž jeden byl krátce před tím odbahněn (Černohous & Husák 1986, Rydlo 2005a). Mimo rybníky byl u nás diagnostický druh této asociace *Potamogeton ×angustifolius* zaznamenán jen velmi vzácně, např. v přehradní nádrži a v aluviálních tůních (Kaplan in Štěpánková et al. 2010: 329–384). Jeho porosty se mohou vyskytovat i v jezerech a zaplavených příkopech (Zutshi 1975, Doll 1991b). Hloubka vody na lokalitách s výskytem tohoto společenstva u nás se pohybovala v rozmezí 10–60 cm, v zahraničních jezerech dosahovala až 2,5 m (Zutshi 1975). Jde o mezotrofní až přirozeně eutrofní vody, jejichž dno tvoří minerální, např. jílovitý nebo kamenitý, až organominerální substrát (Černohous & Husák 1986, Rydlo 2005a). Podrobnější údaje o chemismu vody a substrátu nebyly pro naše území uveřejněny; ze zahraničí je společenstvo uváděno ze slabě kyselých až slabě alkalických vod středně bohatých vápníkem a uhličitany (Spence in Burnett 1964: 306–425, Doll 1991b). Jelikož se rodičovské druhy svými stanovištními nároky do jisté míry vylučují, zejména ve vztahu k obsahu vápníku ve vodě, je jejich společný výskyt vzácný. Podmínky umožňující spontánní hybridizaci a vyklíčení semenáčků *P. ×angustifolius* se zřejmě vyskytují velmi vzácně, což vysvětluje i vzácnost této asociace v celém areálu. Ta je vázána především na teplejší oblasti; u nás byla zatím zjištěna v nížinách do nadmořské výšky 245 m.

Dynamika a management. Jde o přirozenou makrofytní vegetaci mělkých stojatých a tekoucích vod,

která je pravděpodobně vázána hlavně na raná stadia sukcese (Černohous & Husák 1986, Rydlo 2005a). *Potamogeton ×angustifolius* je jako jediný evropský kříženec rdestů plodný, a může se tedy šířit nezávisle na rodičích (Kaplan in Štěpánková et al. 2010: 329–384). Pro klíčení semen je však nezbytný výrazný pokles vodní hladiny. O dynamice této vegetace je známo jen velmi málo. Lokalita v Žehuňské oboře sice byla opakovaně sledována, vlivem vyschnutí a posléze zrušení rybníčku zde však společenstvo během dvou let silně ustoupilo (Rydlo 2005a) a poté zaniklo (Rydlo, nepubl.). Není ani jasné, nakolik se frekvence výskytu asociace *Potametum zizii* změnila oproti minulosti. Lze předpokládat, že u ní došlo k ústupu, podobně jako u rodičovských druhů (zejména *P. gramineus*), a že nejpříhodnější podmínky pro svůj výskyt u nás měla v době extenzivnějšího rybničního hospodaření. Pravděpodobně však nikdy nepatřila k hojným typům vegetace. Management této vegetace je z krátkodobého hlediska bezzásahový. Z dlouhodobého hlediska je pravděpodobně vhodné šetrné odstranění hlubokých organických sedimentů ze dna nádrže.

Rozšíření. *Potamogeton ×angustifolius* se, podobně jako rodičovské druhy *P. gramineus* a *P. lucens*, zřejmě vyskytuje hlavně v temperátní zóně Eurasie. Výskyt není vyloučen ani v boreální oblasti, případně i v oblastech s teplejším klimatem, kde se oba rodičovské druhy, byť vzácně, mohou také setkávat (Meusel et al. 1965, Hultén & Fries 1986, Kaplan in Štěpánková et al. 2010: 329–384). Zde je rovněž možný výskyt asociace *Potametum zizii*. Zatím je tato vegetace uváděna jen z několika zemí. Je však možné, že je kvůli své vzácnosti a efemérnímu výskytu přehlížena nebo není z různých důvodů (např. hybridogenní původ dominantního druhu a nedostatek materiálu) v přehledech vegetace uváděna. Dosud bylo *Potametum zizii* doloženo ze Skotska (Spence in Burnett 1964: 306–425), Francie (Ferrez et al. 2009), Německa (Doll 1991b, Rennwald 2000), Slovenska (Hrivnák et al. 2011) a indického Kašmíru (Zutshi 1975). V České republice bylo zaznamenáno na dvou lokalitách, a to u Holic na Pardubicku (Černohous & Husák 1986) a v rybníčku v Žehuňské oboře na Poděbradsku (Rydlo 2005a). *Potamogeton ×angustifolius* se u nás vyskytuje velmi vzácně v nížinách a pahorkatinách (Kaplan in Štěpánková et al. 2010: 329–384).

Hospodářský význam a ohrožení. Tato vegetace u nás nemá žádný hospodářský význam. Pravděpodobně jde o jedno z našich nejvzácnějších makrofytních společenstev, jehož ochrana je důležitá



Obr. 79. Rozšíření asociace VBB13 *Potametum zizii*; malými tečkami jsou označena místa s výskytem diagnostického taxonu *Potamogeton ×angustifolius* podle floristických databází.
Fig. 79. Distribution of the association VBB13 *Potametum zizii*; small dots indicate occurrences of its diagnostic species, *Potamogeton ×angustifolius*, according to floristic databases.

pro zachování biodiverzity mokřadů. Je ohroženo eutrofizací vod a změnami v jejich obhospodařování. Ke zničení porostů mohou vést i události v historii lokality vzácné, například jedno vegetační období s jinou rybí obsádkou, než je v rybníce obvyklé, nebo přemnožení herbivorních bezobratlých.

■ **Summary.** This association includes stands of *Potamogeton ×angustifolius*, a stable hybrid of *P. gramineus* and *P. lucens*, which possesses large submerged leaves, and often also natant leaves. The parent species and some other aquatic macropytes may also occur in these stands. The association has been recorded only at two sites in eastern Bohemia, both in small fishponds with mesotrophic to naturally eutrophic water, at depths of 10–60 cm.

VBB14 *Parvo-Potamo-Zannichellietum pedicellatae* De Soó 1947

Vegetace eutrofních vod s úzkolistými rdesty a šejdračkou bahenní

Tabulka 4, sloupec 14 (str. 147)

Orig. (De Soó 1947a): *Parvipotameto-Zannichellietum pedicellatae* Soó 1934, 1938, 1946

Syn.: *Parvo-Potamo-Zannichellietum tenuis* Koch 1926 (§ 37, nomen dubium), *Zannichellietum palustris* Nordhagen 1954, *Zannichellietum palustris* Lang 1967

Diagnostické druhy: *Potamogeton crispus*, *P. pusillus* agg. (*P. pusillus* s. str.), ***Zannichellia palustris***

Konstantní druhy: ***Zannichellia palustris***

Dominantní druhy: ***Potamogeton pectinatus***, ***P. pusillus* agg. (*P. pusillus* s. str.)**, ***Zannichellia palustris***

Formální definice: *Zannichellia palustris* pokr. > 25 % OR (*Zannichellia palustris* pokr. > 5 % AND (*Potamogeton pusillus* agg. pokr. > 25 % OR *Potamogeton pectinatus* pokr. > 25 %)) NOT *Bolboschoenus maritimus* s. l. pokr. > 25 %

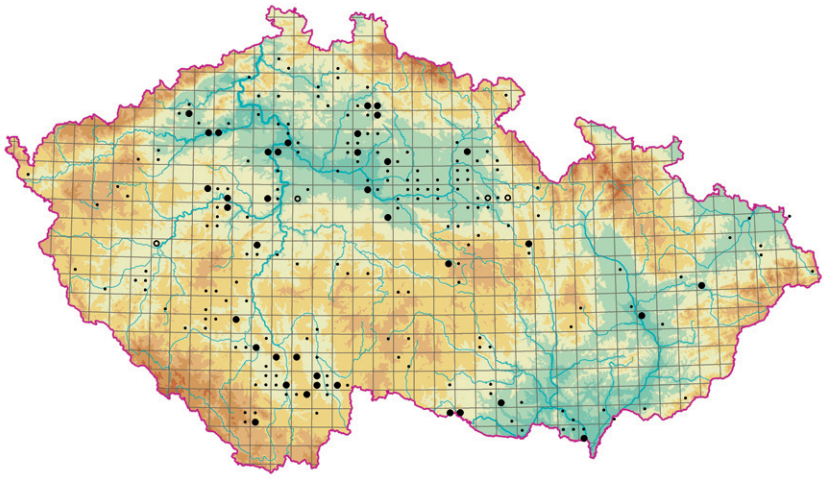
Struktura a druhové složení. Porosty této asociace jsou tvořeny několika druhy ponořených vodních makrofytů s úzkými šídlovitými listy, které jsou si habituelně velmi podobné. V mělké stojaté vodě mají jednotlivé druhy výrazně zkrácené lodyhy, takže porosty připomínají nízké podvodní trávníky. S hloubkou vody se stonky prodlužují a zvětšuje se celková biomasa porostů. Velkou pokryvností se vyznačuje šejdračka bahenní (*Zannichellia palustris*), která ve společenstvu často dominuje a může tvořit monocenózy. V druhově bohatších porostech mohou jako další dominanty vystupovat některé úzkolisté rdesty, a to hlavně rdest hřebenitý (*Potamogeton pectinatus*) nebo rdest maličký (*P. pusillus*). Dále se uplatňují drobné pleustofyty, jako je *Lemna minor*. Porosty asociací *Potametum pusilli* a *Potametum pectinati* mohou mít podobné druhové složení, ale vždy v nich dominují příslušné druhy rodu *Potamogeton*, zatímco *Zannichellia palustris* se v nich vyskytuje jen s malou pokryvností nebo chybí. V porostech této asociace bylo nejčastěji zaznamenáno 2–5 druhů cévnatých rostlin na ploše 1–25 m^2.

Stanoviště. Tato vegetace se u nás vyskytuje převážně v mělkých stojatých vodách, jako jsou okraje rybníků, rybí sádky, aluviální tůně a pískovny, vzácněji i v menších tocích s mírně tekoucí vodou. Pozoruhodný je výskyt v nádržích určených k ukládání cukrovarnických kalů (Rydlo 2006b). V zahraničí osídluje i mělké vody v komplexech přímořských slanisk (Nordhagen 1954, Anonymus 1996). Hloubka vody se pohybuje nejčastěji v rozmezí 5–40 cm, vzácně až do 1 m (Černohous & Husák 1986, Rydlo 2005a, 2006b, c), v zahraničí však bylo společenstvo zjištěno ve vodách hlubokých několik metrů (Tomaszewicz 1979). Společenstvo může v létě dlouhodobě přežívat i na vodou nasyceném nebo velmi mělce zaplaveném (do 1 cm) substrátu. Substrát dna je různý, nejčastěji písčitý nebo jílovitý, někdy s příměsí kamenů a zpravidla s tenkou vrstvou organogenního bahna. Stanoviště jsou plně osluněná. *Parvo-Potamo-Zannichellietum* se u nás vyskytuje v eutrofních až hypertrofních vodách a snáší i velmi malou průhlednost vody, která je charakteristická například pro chovné rybníky. Z podobného prostředí tuto asociaci uvádí například Görs (in Oberdorfer 1998: 99–108). Údaje o chemismu vody a substrátu nebyly z našeho území publikovány. *Zannichellia palustris* patří k druhům upřednostňujícím vody bohaté dusíkem, fosforem a vápníkem, často i zasolené (Wiegleb 1978, Doll 1991b, Dierßen

Obr. 80. *Parvo-Potamo-Zannichellietum pedicellatae.* Porost šejdračky bahenní (*Zannichellia palustris*) v sádkách u Hluboké nad Vltavou. (K. Šumberová 2006.)
Fig. 80. A stand of *Zannichellia palustris* in a fish storage pond near Hluboká nad Vltavou, České Budějovice district, southern Bohemia.

1996). V Polsku bylo zjištěno pH vody 7,0–8,5 (Tomaszewicz 1979). Stanoviště asociace *Parvo-Potamo-Zannichellietum* i její rozšíření v ČR dobře odrážejí tuto charakteristiku. Na rozdíl od porostů asociace *Potametum pusilli* je u nás pro *Parvo-Potamo-Zannichellietum* charakteristická výraznější vazba na znečištěné vody, v přírodních podmínkách například na shromaždiště ptáků (Hejný et al. in Květ et al. 2002: 63–95). Podobná stanoviště často osídluje i *Potametum pectinati*. *Parvo-Potamo-Zannichellietum* je také výrazně teplomilnější než *Potametum pusilli* a *Potametum pectinati*, takže se u nás vyskytuje především v nížinách a teplých pahorkatinách. Výšková maxima byla zaznamenána ve Žďárských vrších v 545 m n. m. (Černohous & Husák 1986) a na Šumavě v 540 m n. m. (Vydrová & Pavlíčko 1999). S teplotními nároky zřejmě souvisí i vzácnější výskyt v tekoucích vodách a vazba na mělké prohřáté vody. Závěry některých zahraničních studií srovnávajících stanovištní nároky vodních makrofytů jsou odlišné (Holm & Clausen 2006, Lacoul & Freedman 2006b). To však může souviset s rozdílnou druhovou skladbou porostů, vlivem herbivorů i vysokou vnitrodruhovou variabilitou *Zannichellia palustris*, která dosud nebyla taxonomicky uspokojivě vyřešena (Pokorný in Hejný 2000a: 114).

Dynamika a management. Vzhledem k stanovištním nárokům této vegetace je pravděpodobné, že v době extenzivního využívání krajiny byla vzácná, maloplošná nebo se lišila od porostů, které známe dnes z antropicky silně ovlivněných stanovišť (Pokorný in Hejný 2000a: 114). Šíření porostů asociace *Parvo-Potamo-Zannichellietum* v eutrofizovaných vodách na úkor makrofytní vegetace vázané na mezotrofní až přirozeně eutrofní vody



Obr. 81. Rozšíření asociace VBB14 *Parvo-Potamo-Zannichellietum pedicellatae*; existující fytocenologické snímky dávají dosti neúplný obraz skutečného rozšíření této asociace, proto jsou malými tečkami označena místa s výskytem diagnostického druhu *Zannichellia palustris* podle floristických databází.
Fig. 81. Distribution of the association VBB14 *Parvo-Potamo-Zannichellietum pedicellatae*; available relevés provide an incomplete picture of the actual distribution of this association, therefore the sites with occurrence of its diagnostic species, *Zannichellia palustris*, according to floristic databases, are indicated by small dots.

dokládají například Hejný & Husák (in Dykyjová & Květ 1978: 23–64). Tyto změny se začaly výrazněji projevovat přibližně od šedesátých let 20. století. Na rybnících bylo *Parvo-Potamo-Zannichellietum* podpořeno silnými dávkami hnojiv a kapro-kachním hospodařením, v aluviálních vodách pak průmyslovým znečištěním (Hejný & Husák in Dykyjová & Květ 1978: 23–64, Hejný 1985, Černohous & Husák 1986). Společenstvo se často objevuje po přechodném poklesu vodní hladiny, např. po letnění nebo zimování rybníků nasucho, a jeho výskyt mívá krátkodobý charakter. Dlouhodobě se udržuje pouze v mělkých vodách s malou průhledností (Hejný & Husák in Dykyjová & Květ 1978: 23–64). To zřejmě souvisí s omezenou konkurenční schopností druhu *Zannichellia palustris*, který je v silně zapojených porostech ostatních vodních makrofytů znevýhodněn kvůli svému nízkému vzrůstu. Některými autory je *Z. palustris* řazena mezi jednoleté druhy makrofytů s ruderální tendencí a značnou odolností vůči disturbancím (např. Kautsky 1988). Většina autorů však považuje tento druh za vytrvalý (např. Markgraf 1981, Fischer et al. 2008, Kaplan in Štěpánková et al. 2010: 384–387). Je pravděpodobné, že délka životního cyklu a strategie tohoto druhu se mění v závislosti na vnějších podmínkách. Hejný & Husák (in Dykyjová & Květ 1978: 23–64) například zmiňují odumírání společenstva uprostřed léta. Plody druhu *Z. palustris* často požírá vodní ptactvo a ryby, což může významně přispívat k endozoochornímu šíření druhu (Hejný & Husák in Dykyjová & Květ 1978: 23–64, Kenow & Rusch 1996, Clausen et al. 2002). Vzhledem k hojnému výskytu na jedné straně a omezené konkurenční schopnosti na straně druhé nevyžaduje toto společenstvo žádný management směřující k jeho ochraně a zpravidla ani omezování.

Rozšíření. Diagnostický druh této asociace, *Zannichellia palustris*, je rozšířen v temperátní, vzácně i boreální a subtropické až tropické zóně Eurasie, Severní a Jižní Ameriky, v Africe, Austrálii a na Novém Zélandu (Hultén & Fries 1986, Kaplan in Štěpánková et al. 2010: 384–387). Vegetace odpovídající této asociaci byla zatím nejhojněji doložena z Evropy, vzácně i z Asie a Severní a Jižní Ameriky. V Evropě existují údaje z Norska (Nordhagen 1954), Pyrenejského poloostrova (Rivas-Martínez et al. 2001), Francie (Ferrez et al. 2009), Nizozemska (Schipper et al. in Schaminée et al. 1995: 65–108), Německa (Pott 1995, Rennwald

2000, Schubert et al. 2001a, Hilbig in Schubert et al. 2001b: 225–238), Švýcarska (Koch 1926), Rakouska (Schratt in Grabherr & Mucina 1993: 55–78), Polska (Tomaszewicz 1979, Matuszkiewicz 2007), Slovenska (Hrivnák et al. 2009), Maďarska (De Soó 1947a, Borhidi 2003), Chorvatska (Devillers & Devillers-Terschuren 2001b), Srbska (Kojić et al. 1998), Řecka (Gradstein & Smittenberg), Malty (Devillers & Devillers-Terschuren 2001b), Rumunska (De Soó 1947a, Popescu & Coldea in Coldea 1997: 36–53), Ukrajiny (Dubyna 2006), Litvy (Balevičienė & Balevičius 2006) a Astrachaňské oblasti a podhůří Jižního Uralu v Rusku (Korotkov et al. 1991, Jamalov et al. 2004). V některých evropských vegetačních přehledech tato asociace není uvedena, ačkoli je její výskyt velmi pravděpodobný. Mimo Evropu bylo *Parvo-Potamo-Zannichellietum* zaznamenáno v indickém Kašmíru (Zutshi 1975), Mongolsku (Hilbig 2000b), na Aljašce (Boggs 2000) a z vod podél mořského pobřeží v temperátní až tropické zóně Jižní Ameriky (Anonymus 1996). Porosty s velkou pokryvností *Zannichellia palustris*, ale i některých dalších vodních makrofytů, jsou známy také z Afghánistánu (Gilli 1971). V České republice je *Parvo-Potamo-Zannichellietum* známo hlavně z teplých oblastí, přičemž většina údajů pochází z Čech a naopak z nížinných úvalů na Moravě je jich velmi málo. Větším počtem fytocenologických snímků bylo *Parvo-Potamo-Zannichellietum* doloženo z Českého středohoří (Rydlo 2006c), Křivoklátska (Rydlo in Kolbek et al. 1999: 35–111), dolního Povltaví (Rydlo 2006b, Hejný, nepubl.), Polabí (Husák & Rydlo 1985, Rydlo 1998a, 2005a), Českého ráje (Rydlo 1999b), Choceňska (Černohous & Husák 1986), Českobudějovické pánve a přilehlých pahorkatin (Hejný, nepubl., Šumberová, nepubl.), Třeboňska (Husák, nepubl., Šumberová, nepubl.) a Znojemska (Rydlo 1995b). Jednotlivé údaje pocházejí z Plzeňska (Kriesl 1952), Dobříšska (Šumberová, nepubl.), Královéhradecka, Železných hor, Žďárských vrchů (vše Černohous & Husák 1986), Kroměřížska (Šumberová, nepubl.), Pobečví (Rydlo, nepubl.) a Břeclavska (Šumberová, nepubl.).

Variabilita. Lze rozlišit extrémně druhově chudé porosty, často monocenózy druhu *Zannichellia palustris* na stanovištích v počátečním stadiu sukcese nebo s vysokou mírou stresu, např. s velmi malou průhledností vody, a druhově bohatší porosty, v nichž se objevují i makrofyty náročné na čistotu vody, např. *Batrachium circinatum* a *Potamogeton lucens*.

Hospodářský význam a ohrožení. V rybničním hospodaření porosty *Zannichellia palustris* obohacují vodu kyslíkem a jsou na ně vázány některé druhy bezobratlých tvořících potravu ryb (Podubský 1948). Výhodou je, že tento druh nemá tendenci k nárůstu biomasy v letním období, takže jej není třeba omezovat; problémy mohou působit porosty s větší pokryvností *Potamogeton pectinatus*. Plody druhu *Zannichellia palustris* mohou výrazně přispívat k výživě kapra i jiných druhů ryb (Hejný & Husák in Dykyjová & Květ 1978: 23–64). Společenstvo indikuje silně znečištěné vody. Protože jsou jeho dominantní druhy schopny vázat některé toxické látky, např. těžké kovy, jsou perspektivní pro využití v čistírnách odpadních vod (Hejný in Hejný 2000a: 89–90, 94, Pokorný in Hejný 2000a: 114). Tato asociace u nás ani jinde v Evropě nepatří k ohroženým.

Poznámka. Jednotlivé druhy převažující v porostech této asociace bývají často zaměňovány. Týká se to zejména druhu *Potamogeton pusillus*, který bývá často zaměňován s druhem *P. berchtoldii*, a proto oba druhy v tomto zpracování zahrnujeme do souborného taxonu *P. pusillus* agg. (podrobněji viz poznámka u asociace *Potametum pusilli*; údaje o frekvenci těchto druhů ve fytocenologických snímcích je proto třeba považovat za orientační). V rámci druhu *Zannichellia palustris* jsou často rozlišovány dva poddruhy, *Z. p.* subsp. *palustris* a *Z. p.* subsp. *pedicellata*, jimž je někdy přisuzována hodnota samostatných druhů (Markgraf 1981, Kaplan in Kubát et al. 2002: 743, Fischer et al. 2008). Někteří autoři jejich porosty oddělují do samostatných asociací (Hejný in Moravec et al. 1995: 27–34), neboť *Z. p.* subsp. *pedicellata* je údajně náročnější na teplotu a obsah živin ve vodě a často se vyskytuje i v mírně slaných vodách, zatímco *Z. p.* subsp. *palustris* má širší ekologickou amplitudu i geografické rozšíření. Z nedávného studia taxonomie *Z. palustris* však vyplynulo, že rozlišování vnitrodruhových taxonů na našem území nemá opodstatnění, neboť morfologická variabilita uvnitř druhu je kontinuální a ani popisované rozdíly v ekologii se u nás neprojevují (Kaplan in Štěpánková et al. 2010: 384–387). Proto všechny fytocenologické snímky porostů *Z. palustris* z našeho území zahrnujeme do jediné asociace.

■ **Summary.** This association includes monodominant stands of *Zannichellia palustris* or mixed stands of this species with *Potamogeton pectinatus* and/or *P. pusillus*. All of these species have narrow, submerged leaves. They occur in eutrophic to hypertrophic, often turbid, shallow water, e.g. at fishpond margins, fish storage ponds, alluvial pools, flooded sand pits, rarely also in small streams with slowly running water. For long periods in summer they may survive in shallow (up to 1 cm deep) puddles. This association is common in warm areas of the Czech Republic.

VBB15 *Potametum trichoidis* Tüxen 1974

Vegetace mělkých vod s rdestem vláskovitým

Tabulka 4, sloupec 15 (str. 147)

Orig. (Tüxen 1974a): *Potamogeton trichoides*-Ass.
Syn.: *Potamogeton trichoides*-Gesellschaft Freitag et al. 1956 (§ 3c), *Myriophyllo alterniflori-Potametum trichoidis* Velayos et al. 1989 p. p.

Diagnostické druhy: ***Potamogeton trichoides***
Konstantní druhy: *Lemna minor*, ***Potamogeton trichoides***
Dominantní druhy: *Ceratophyllum demersum*, ***Potamogeton trichoides***

Formální definice: *Potamogeton trichoides* pokr. > 25 % NOT *Batrachium aquatile* s. l. pokr. > 25 % NOT *Calla palustris* pokr. > 25 % NOT *Glyceria fluitans* pokr. > 25 %

Struktura a druhové složení. V porostech této asociace převažuje rdest vláskovitý (*Potamogeton trichoides*). Jeho lodyhy, olistěné jemnými niťovitými listy, jsou v mělké vodě seskupeny do nízkých kruhovitých trsů, zatímco v hlubší vodě prorůstají vodním sloupcem až k hladině a vytvářejí složitě strukturované porosty. Ve společenstvu se dále často vyskytují i jiné druhy rdestů, přičemž *P. pectinatus* a *P. pusillus* mohou dosahovat i větší pokryvnosti. Porosty zpravidla nebývají plně zapojené. Jde o druhově chudou vegetaci, což zřejmě souvisí s jejím efemérním výskytem. Obvykle v ní bylo zaznamenáno 2–5 druhů cévnatých rostlin na ploše 4–25 m^2.

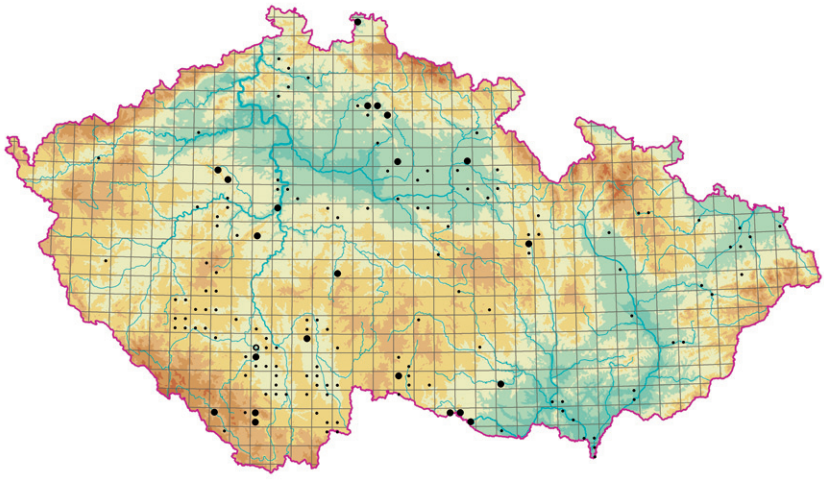
Stanoviště. Asociace *Potametum trichoidis* se u nás vyskytuje v menších rybnících, vzácněji i v aluviálních tůních, mrtvých říčních ramenech a pískovnách v pokročilejším stadiu sukcese, výjimečně je výskyt možný i v mírně tekoucích vodách, např. v průtočných kanálech a klidných úsecích větších řek (Doll 1991b, Kaplan 2002b). *Potametum trichoidis* u nás bylo zaznamenáno ve vodách hlubokých 15–150 cm. I přes schopnost růst ve velmi mělké vodě nesnáší *Potamogeton trichoides* ani krátkodobé vyschnutí vody v nádrži. Stanoviště bývají plně osluněná nebo jen velmi mírně zastíněná. Dno je zpravidla jílovité nebo písčité, někdy s příměsí hrubšího skeletu, často s vrstvou organogenního bahna na povrchu, zpravidla ale nepříliš hlubokou (Hejný & Husák in Dykyjová & Květ 1978: 23–64). Vody s výskytem této vegetace jsou většinou mezotrofní až mírně eutrofní, s dobrou průhledností a bohaté vápníkem (Hejný & Husák in Dykyjová & Květ 1978: 23–64, Doll 1991b, Dimopoulos et al. 2005). Podobná stanoviště osídluje i asociace *Potametum lucentis*, která je však výrazněji vázána na dno s hlubší vrstvou organogenního bahna, charakteristické pro pozdější fázi sukcese. Výskyt těchto dvou asociací v aluviálních tůních jednoho říčního systému tak dobře odráží rozdílné stáří jednotlivých tůní (van Geest et al. 2005a).

Dynamika a management. Toto společenstvo je přirozenou vegetací mělkých vod ve středně pokročilé fázi sukcese. Jeho výskyt v krajině pravděpodobně nikdy nebyl příliš častý a měl spíše efemérní charakter (Podubský 1948). Přesné příčiny efemérnosti tohoto společenstva nejsou známy, mohou však souviset například s omezeným přežíváním rostlin a turionů při vyschnutí nebo promrznutí vodních nádrží. Turiony mají pro obnovu porostů klíčový význam, neboť semena vykazují jen malou klíčivost (Barrat-Segretain 1996). Není známo, jak se klíčivost mění při průchodu zažívacím traktem ptáků, kteří jsou považováni za významný vektor šíření druhu *Potamogeton trichoides*. Experimentálně však byla prokázána větší klíčivost po mechanickém nebo chemickém narušení osemení (Teltscherová & Hejný 1973, Hay et al. 2008). Je proto pravděpodobné, že i natrávená semena tohoto rdestu klíčí rychleji (Santamaría et al. 2002). Na pravděpodobný ornitochorní způsob šíření ukazuje i ostrůvkovitý areál druhu a efemérní výskyt (Barrat-Segretain 1996). U nás k rozšíření asociace

Obr. 82. *Potametum trichoidis*. Porost rdestu vláskovitého (*Potamogeton trichoides*) v Horním rybníce u Mokrovrat na Dobříšsku. (J. Rydlo jun. 2005.)
Fig. 82. A stand of *Potamogeton trichoides* in Horní fishpond near Mokrovraty, Příbram district, central Bohemia.

Potametum trichoidis přispělo i rybniční hospodaření, a to jednak zvětšováním počtu vhodných stanovišť při zakládání rybníků, jednak pravděpodobným přenosem diaspor s rybolovným náčiním nebo samotnými rybami. Ve druhé polovině 20. století *Potamogeton trichoides* ustoupil patrně vlivem intenzifikace rybničního hospodaření, regulace vodních toků a celkové eutrofizace krajiny. Ústup však nebyl natolik zřetelný jako u některých jiných druhů vodních makrofytů a i z posledních dvaceti let existuje větší počet nových nálezů (Kaplan 2002b). Management porostů je převážně bezzásahový. Vhodným využitím pro rybníky s výskytem této vegetace je chov rybího plůdku nebo obsádka se sníženým podílem bentofágních a herbivorních druhů ryb. Z dlouhodobého hlediska je třeba omezovat nadměrné organické zabahnění.

Rozšíření. Druh *Potamogeton trichoides* se vyskytuje v Evropě, západní polovině Asie a severní a východní Africe (Meusel et al. 1965, Hultén & Fries 1986, Wiegleb & Kaplan 1998), má však ostrůvkovitý areál. Nejčastější je v oblastech s mírným klimatem, zatímco do subboreální zóny a subtropů a tropů zasahuje jen velmi vzácně (Kaplan in Štěpánková et al. 2010: 329–384). Asociace *Potametum trichoidis* byla dosud doložena pouze z Evropy, a to z Pyrenejského poloostrova (Rivas-Martínez et al. 2001), Francie (Julve 1993, Ferrez et al. 2009), Nizozemska (Schipper et al. in Schaminée et al. 1995: 65–108), Německa (Doll 1991b, Pott 1995, Rennwald 2000, Schubert et al. 2001a, Hilbig in Schubert et al. 2001b: 225–238, Berg et al. in Berg et al. 2004: 102–113), Polska (Matuszkiewicz 2007), Slovenska (Hrivnák 2009a, Hrivnák et al. 2009), Řecka (Gradstein & Smittenberg 1977, Dimopoulos et al. 2005), Rumunska (Popescu & Coldea in Coldea 1997: 36–53), Ukrajiny (Dubyna 2006) a podhůří Jižního Uralu v Rusku (Jamalov et al. 2004). Je možné, že v některých zemích nebyla zaznamenána, protože *Potamogeton trichoides* zde není spolehlivě odlišován od druhů z okruhu *P. pusillus* nebo jeho druhově chudé porosty nejsou hodnoceny jako asociace. V České republice se tato vegetace vyskytuje roztroušeně v nížinách a teplejších pahorkatinách po celém území, ale vzhledem k efemérnímu charakteru může snadno uniknout pozornosti. Vzácně vystupuje do podhorského stupně (Kaplan 2002b), např. na Šumavě do nadmořských výšek 570–740 m (Vydrová & Pavlíčko 1999, Rydlo 2006d). Zatím bylo *Potametum trichoidis* zaznamenáno na Křivoklátsku



Obr. 83. Rozšíření asociace VBB15 *Potametum trichoidis*; existující fytocenologické snímky dávají dosti neúplný obraz skutečného rozšíření této asociace, proto jsou malými tečkami označena místa s výskytem diagnostického druhu *Potamogeton trichoides* podle floristických databází.

Fig. 83. Distribution of the association VBB15 *Potametum trichoidis*; available relevés provide an incomplete picture of the actual distribution of this association, therefore the sites with occurrence of its diagnostic species, *Potamogeton trichoides*, according to floristic databases, are indicated by small dots.

(Rydlo in Kolbek et al. 1999: 35–111), Dobříšsku (Rydlo 2006a), v Praze (Rydlo, nepubl.), Frýdlantském výběžku (Jehlík & Rydlo 2008), Českém ráji (Černohous & Husák 1986, Rydlo, nepubl.), na Poděbradsku (Rydlo 2005a), v dolním Poorličí (Rydlo jun. 2008), na Vlašimsku (Pešout 1996), na Šumavě (Vydrová & Pavlíčko 1999, Rydlo 2006d), v Českobudějovické pánvi (Hejný, nepubl., Šumberová, nepubl.), na Táborsku (Douda 2003), u Dačic (Šumberová, nepubl.), na Znojemsku (Rydlo, nepubl.) a Svitavsku (Štefka 1977). Další nálezy lze předpokládat například na Blatensku a Třeboňsku (Kaplan 2002b).

Hospodářský význam a ohrožení. Tato vegetace je u nás dosti vzácná, a proto nemá velký hospodářský význam. Její ochrana je důležitá především pro zachování biodiverzity mokřadů, neboť *Potamogeton trichoides* je u nás řazen mezi silně ohrožené druhy (Holub & Procházka 2000). V rybničním hospodaření může být tato vegetace prospěšná prokysličováním vody, jako úkryt rybího plůdku i bezobratlých, jimiž se ryby živí, a také jako podložka pro tření fytofilních druhů ryb. Výhodou je, že *Potametum trichoidis* zpravidla nemá tendenci k expanzivnímu rozrůstání.

■ **Summary.** This vegetation type is dominated by *Potamogeton trichoides*, a submerged aquatic macrophyte, which occurs in mesotrophic to slightly eutrophic, calcium-rich, clear water, particularly in small fishponds, and less frequently in alluvial pools, oxbows, flooded sand pits and slow-moving water. Its localities are scattered in lowlands and colline landscapes across the Czech Republic. The occurrence of *P. trichoides* in individual localities is often ephemeral, and in recent decades this species has slightly decreased because of eutrophication.

VBB16
Najadetum marinae
Fukarek 1961
Vegetace brakických vod s řečankou přímořskou

Tabulka 4, sloupec 16 (str. 147)

Nomen conservandum propositum (proti *Najadeto-Potametum acutifolii* Slavnić 1956)

Orig. (Fukarek 1961): *Najadetum marinae* (Libbert 1932) nov. Ass.

Syn.: *Najadetum marinae* Libbert 1932 (fantom), *Najadeto-Potametum acutifolii* Slavnić 1956 (potenciální správné jméno); *Potamo-Najadetum* Horvatić et Micevski in Horvatić 1963 p. p., *Najadetum marinae* Philippi 1969

Diagnostické druhy: *Batrachium circinatum*, *Myriophyllum spicatum*, ***Najas marina***, *Potamogeton crispus*, *P. lucens*, *P. pectinatus*, *P. pusillus* agg. (*P. pusillus* s. str.)
Konstantní druhy: *Myriophyllum spicatum*, ***Najas marina***
Dominantní druhy: ***Najas marina***

Formální definice: *Najas marina* pokr. > 25 %

Struktura a druhové složení. Společenstvo se vyznačuje dominancí řečanky přímořské (*Najas marina*), která zpravidla tvoří husté porosty na dně nádrží. V těchto porostech se jiné druhy ponořených vodních makrofytů (např. *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton crispus* a *P. lucens*) vyskytují jen s malou pokryvností nebo zcela chybějí. Natantní vrstva porostů bývá jen slabě vyvinuta a uplatňuje se v ní nejčastěji *Lemna minor*. Na ploše 4–25 m^2 se zpravidla vyskytuje 2–6 druhů cévnatých rostlin, ale výjimkou nejsou ani monocenózy.

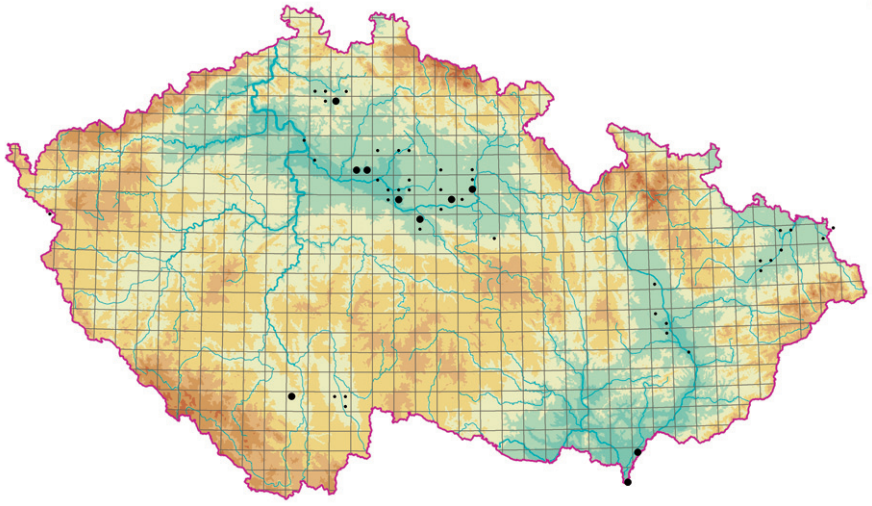
Stanoviště. Tato asociace u nás osídluje převážně druhotná stanoviště, jako jsou rybníky a pískovny, vzácně byla zaznamenána i v tocích a aluviálních tůních. V zahraničí je známa i z jezer (Schratt in Grabherr & Mucina 1993: 55–78, Balevičienė & Balevičius 2006). Stanoviště jsou plně osluněná až mírně zastíněná. Dno je nejčastěji písčité až štěrkovité, někdy hlinité nebo jílovité, a může být překryto vrstvou organického bahna. Na rozdíl od následující asociace, *Najadetum minoris*, se *Najadetum marinae* vyskytuje na stanovištích v raném sukcesním stadiu a v hlubších vodách. U nás bylo zjištěno nejčastěji v hloubkách 40–120 cm, jeho výskyt je však pravděpodobný až do hloubek 2 m. V zahraničních jezerech s čistou vodou zasahuje

Obr. 84. *Najadetum marinae*. Porost řečanky přímořské (*Najas marina*) v rybníce Velký Dubovec u Lomnice nad Lužnicí v Třeboňské pánvi. (J. Navrátilová 2005.)
Fig. 84. A stand of *Najas marina* in Velký Dubovec fishpond near Lomnice nad Lužnicí in the Třeboň Basin, southern Bohemia.

až do hloubek několika metrů (Hamabata 1991). *Najadetum marinae* je vázáno na mezotrofní až eutrofní vápnité, často mírně slané vody. Reakce vody je neutrální až bazická, reakce substrátu může být i kyselá (Hejný 1960, Dierßen 1996, Pietsch 2008). Společenstvo dobře snáší vyšší obsah chloridů, fosfátů a nitrátů a při jejich větší koncentraci se může dokonce šířit (Agami et al. 1984, Schratt in Grabherr & Mucina 1993: 55–78). Od nás je k dispozici jediný údaj o chemismu vody a substrátu z Bohdanečského rybníka na Pardubicku (Černohous & Husák 1986). Zde bylo pro *Najadetum marinae* naměřeno pH vody 7,3 a pH substrátu 4,65. V porovnání s několika dalšími asociacemi třídy *Potametea* byl zjištěn velký obsah celkového dusíku (v poměru asi 2:1 převažovala amoniová forma nad nitrátovou), síranů a iontů Na^+ a K^+ ve vodě a iontů Ca^{2+} v substrátu. Naproti tomu zvýšený obsah chloridů se nepotvrdil. Podle autorů existovala na tomto rybníce v minulosti kachní farma. Asociace *Najadetum marinae* je vázána na teplejší oblasti, avšak na teplotu vody je méně náročná než *Najadetum minoris*. Výskyty v jižní Skandinávii jsou omezeny na brakické vody v blízkosti mořského pobřeží, kde je příznivější mikroklima (Dierßen 1996).

Dynamika a management. Je pravděpodobné, že se u nás tato vegetace dlouho udržovala hlavně na přirozených stanovištích v nížinných říčních nivách (Podubský 1948). Většina našich rybníků totiž leží v oblastech kyselých nevápnitých hornin a v době extenzivního hospodaření, tj. ještě v první polovině 20. století, byly i jejich vody kyselé a chudé vápníkem. Rybníky v teplých oblastech, kde mohly existovat vhodné podmínky pro výskyt porostů *Najas marina* i v dávnější minulosti, byly v 17.–19. století převážně zrušeny a k jejich částečné obnově došlo až krátce před intenzifikací rybničního hospodaření (Andreska 1997). V posledních desetiletích je možné pozorovat šíření společenstva *Najadetum marinae* v rybnících i jiných typech vod, a to i v mezofytiku (Černohous & Husák 1986, Koutecká et al. 2007). V rybnících k tomu zřejmě přispěl vliv vápnění a hnojení. Jde však zpravidla o rybníky s nižší obsádkou tržního kapra využívané například pro sportovní rybaření. V těchto rybnících je většinou poměrně průhledná voda, ve které je *Najas marina* pravděpodobně konkurenčně silnější než jiné běžné druhy ponořených makrofytů, např. *Myriophyllum spicatum*. Mohou se zde však silně rozrůstat i vláknité zelené řasy, které často obalují rostliny *Najas marina*, snižují účinnost jejich fotosyntézy a potlačují jejich růst. Management této vegetace je zpravidla bezzásahový. V případě velké expanze porostů, jejichž biomasa výrazně přispívá k zazemňování nádrží, nebo na lokalitách, kde porosty působí hospodářské problémy, lze přistoupit k jejich omezování. Ve vegetačním období *N. marina* dobře regeneruje z úlomků lodyh s listy. Zdá se však, že nemá tak velkou tendenci k rychlému nárůstu biomasy jako *N. minor*. Protože jsou druhy rodu *Najas* jednoleté a přes zimu přetrvávající v semenech na dně nádrže, lze po dozrání a opadnutí plodů koncem léta v případě nutnosti odstranit celé porosty, aniž by to negativně ovlivnilo výskyt společenstva v dalších letech.

Rozšíření. *Najas marina* se vyskytuje ve všech světadílech s výjimkou Antarktidy. V Evropě je rozšířena především v teplých oblastech temperátní zóny, na ostatních kontinentech zasahuje až do subtropů, místy i do tropů (Hultén & Fries 1986, Kaplan in Štěpánková et al. 2010: 317–321). V Evropě se asociace *Najadetum marinae* uvádí z Pyrenejského poloostrova (Rivas-Martínez et al. 2001), Francie (Julve 1993, Ferrez et al. 2009), Nizozemska (Schipper et al. in Schaminée et al. 1995: 65–108), Německa (Pott 1995, Görs in Oberdorfer 1998: 99–108, Rennwald 2000, Hilbig in Schubert et al. 2001b: 225–238), jižní Skandinávie (Dierßen 1996), Polska (Matuszkiewicz 2007), Slovenska (Oťaheľová in Valachovič et al. 1995: 153–179), Maďarska (Borhidi 2003), Rakouska (Schratt in Grabherr & Mucina 1993: 55–78), Itálie (Bolpagni et al. 2003, Tomaselli et al. 2006), Malty (Devillers & Devillers-Terschuren 2001b), Chorvatska (Topić 1989), Bosny a Hercegoviny (Jasprica & Carić 2002), Srbska (Slavnić 1956, Blaženčić et Blaženčić 1983, Kojić et al. 1998), Bulharska (Tzonev & Šumberová, nepubl.), Rumunska (Popescu & Coldea in Coldea 1997: 36–53), Ukrajiny (Dubyna 2006), Litvy (Balevičienė & Balevičius 2006), Lotyšska (Jermacāne & Laiviņš 2001) a Astrachaňské oblasti a podhůří Jižního Uralu v evropské části Ruska (Korotkov et al. 1991, Jamalov et al. 2004). V Asii je tato vegetace doložena ze Sibiře (Kiprijanova 2005, Koroljuk & Kiprijanova 2005), Mongolska (Hilbig 2000b) a Japonska (Yoshioka in Numata 1974: 211–236, Hamabata 1991). K této asociaci lze pravděpodobně přiřadit i porosty na druhotných lokalitách v Severní Americe (Wentz & Stuckey



Obr. 85. Rozšíření asociace VBB16 *Najadetum marinae*; existující fytocenologické snímky dávají dosti neúplný obraz skutečného rozšíření této asociace, proto jsou malými tečkami označena místa s výskytem diagnostického druhu *Najas marina* podle floristických databází.
Fig. 85. Distribution of the association VBB16 *Najadetum marinae*; available relevés provide an incomplete picture of the actual distribution of this association, therefore the sites with occurrence of its diagnostic species, *Najas marina*, according to floristic databases, are indicated by small dots.

1971). V České republice se *Najadetum marinae* vyskytuje roztroušeně v nížinách a teplých pahorkatinách, jen málo porostů je však doloženo fytocenologickými snímky. Nejvíce výskytů bylo zatím zaznamenáno v tůních, rybnících a pískovnách v Polabí (Černohous & Husák 1986, Rydlo 2005a, 2007b, 2008b), dále bylo společenstvo zjištěno v Břehyňském rybníce u Doks (Stančík 1995), na Českobudějovicku a v dolním Pomoraví (Šumberová, nepubl.). Výskyt na Třeboňsku (J. Navrátilová, nepubl.) není doložen fytocenologickými snímky. Porosty, které nebylo možné jednoznačně klasifikovat, neboť v nich vedle *Najas marina* dosahovaly velké pokryvnosti i některé další vodní makrofyty, byly zaznamenány na Ostravsku (Sovík 2004).

Hospodářský význam a ohrožení. U nás jde o pionýrské společenstvo osídlující vody vzniklé činností člověka. Na porosty jsou vázány různé druhy vodních bezobratlých a ryb, které zde nacházejí úkryt, potravu a prostředí pro rozmnožování. V zemích s hojným výskytem mohou být porosty kompostovány a vzhledem k vysokému obsahu minerálních látek využity jako hnojivo na pole (Mabberley 1996). V příznivých podmínkách se může společenstvo expanzivně šířit a působit problémy v rybničním hospodaření a vodohospodářství. To se děje zejména v oblastech, kam byla *Najas marina* zavlečena; v Severní Americe se projevuje dokonce jako invazní druh (Wentz & Stuckey 1971). Ve většině zemí střední Evropy je tato vegetace považována za vzácnou a mizející v důsledku regulace vodních toků a nadměrné eutrofizace vod.

Nomenklatorická poznámka. Slavnić (1956) popsal asociaci *Najadeto-Potametum acutifolii* Slavnić 1956, do které zařadil směsné porosty druhů *Najas marina* a *N. minor*. Protože však jasně nestanovil druh rodu *Najas* použitý ve jméně asociace, není jasné, ke které z úžeji pojatých asociací s dominancí buď *N. marina*, nebo *N. minor* se toto jméno vztahuje. Vzhledem k tomu navrhujeme konzervaci jmen *Najadetum marinae* Fukarek 1961 a *Najadetum minoris* Ubrizsy 1961 proti jménu *Najadeto-Potametum acutifolii* Slavnić 1956.

■ **Summary.** This vegetation type is dominated by *Najas marina*, a submerged aquatic species growing in dense stands on the bottom of still water bodies, and rarely of streams. It occurs mainly in man-made habitats in early successional stages such as fishponds and flooded sand pits. It occurs in mesotrophic to eutrophic, calcium-rich, often brackish water, which is on average deeper than

that in sites with occurrences of *N. minor* (most often 0.4–1.2 m). This vegetation type occurs at scattered sites in the Czech lowlands and in colline landscapes.

VBB17
Najadetum minoris Ubrizsy 1961
Vegetace mělkých eutrofních vod s řečankou menší

Tabulka 4, sloupec 17 (str. 147)

Nomen conservandum propositum (proti *Najadeto-Potametum acutifolii* Slavnić 1956)

Orig. (Ubrizsy 1961): *Najadetum minoris* Ubrizsy 1948

Syn.: *Najadetum minoris* Ubrizsy 1948 (fantom), *Najas minor-Chara coronata* facies Ubrizsy 1948 (§ 3c), *Najadeto-Potametum acutifolii* Slavnić 1956 (potenciální správné jméno; viz nomenklatorickou poznámku u asociace *Najadetum marinae*), *Potamo-Najadetum* Horvatić et Micevski in Horvatić 1963 p. p., *Najadetum marinae najadetosum minoris* Oťaheľová 1980

Diagnostické druhy: *Butomus umbellatus*, ***Ceratophyllum demersum***, *Lemna minor*, *Myriophyllum spicatum*, ***Najas minor***, *Potamogeton crispus*, *P. pectinatus*, ***P. pusillus* agg. (*P. pusillus* s. str.)**, *Spirodela polyrhiza*

Konstantní druhy: ***Ceratophyllum demersum***, ***Lemna minor***, ***Najas minor***, *Potamogeton pusillus* agg. (*P. pusillus* s. str.), ***Spirodela polyrhiza***

Dominantní druhy: ***Ceratophyllum demersum***, ***Najas minor***

Formální definice: *Najas minor* pokr. > 25 %

Struktura a druhové složení. V dobře vyvinutých porostech této asociace výrazně převládá řečanka menší (*Najas minor*), která zpravidla vyplňuje celý vodní sloupec. Konce lodyh, hustě olistěných úzkými pilovitými listy, mohou vystupovat těsně nad vodní hladinu. Z ostatních ponořených druhů se s větší pokryvností uplatňuje *Ceratophyllum demersum*; díky své toleranci k zástinu může tvořit samostatnou vrstvu porostu u dna nádrže, která při pohledu shora přes husté porosty *Najas minor* nebývá vůbec patrná. V horní části submerzní vrstvy se s malou pokryvností uplatňují například některé rdesty (*Potamogeton* spp.). Natantní vrstva porostů chybí nebo je nesouvislá. Tvoří ji nejčastěji *Lemna minor* a *Spirodela polyrhiza*. Tato asociace patří v rámci třídy *Potametea* k druhově nejbohatším. Počet druhů cévnatých rostlin na našich lokalitách zpravidla kolísá v rozmezí 6–10 na ploše 4–16 m^2.

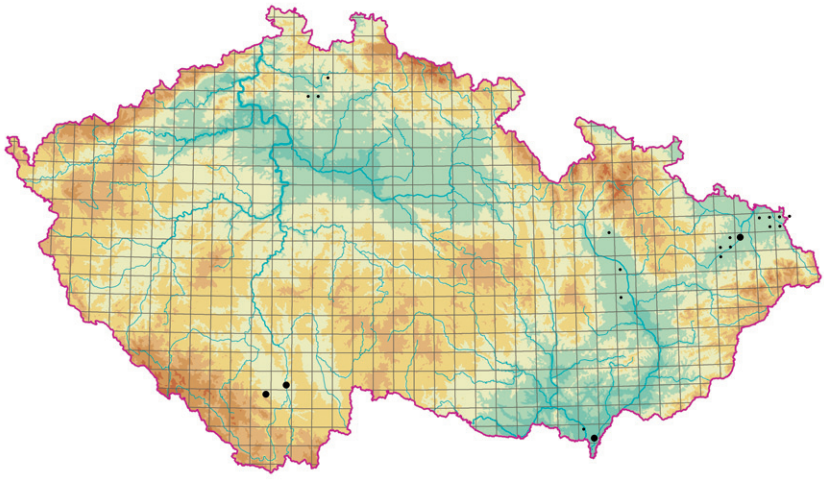
Stanoviště. Tato vegetace se vyskytuje v různých typech mělkých stojatých a mírně tekoucích vod. Od nás je známa z rybníků, rybích sádek, tůní a zaplavených těžebních jam v aluviích. V zahraničí osídluje i jezera, říční mělčiny a rýžoviště. U nás se vyskytuje v hloubce 20–50 cm, vzácněji přes 1 m. Stanoviště jsou zpravidla plně osluněná, takže mělká voda se v letním období značně prohřívá, což je pro rozvoj společenstva nezbytné. Substrát dna je různý, od jílu až po hrubý písek nebo štěrk, často s vrstvou organického bahna. *Najadetum minoris* se vyvíjí v mezotrofních až eutrofních vodách dobře zásobených vápníkem, často s větším obsahem chloridů (Oťaheľová in Valachovič et al. 1995: 153–179). Druh *Najas minor* dále vyžaduje větší obsah fosforu ve vodě, neboť není schopen jej získat ze sedimentů dna kořeny, ale pouze z vody pomocí ponořených listů (Seadler & Alldridge 1977). Ve střední Evropě se výskyt této vegetace soustřeďuje do teplých oblastí.

Dynamika a management. Tato vegetace byla na našem území pravděpodobně vždy vzácná, neboť jde o teplomilné společenstvo rostoucí u nás v mezních ekologických podmínkách. Hejný (in Moravec et al. 1995: 22–25) zmiňuje ústup této vegetace z aluviálních vod po úpravě vodních toků. Kaplan (in Štěpánková et al. 2010: 317–321) dokládá ústup druhu *Najas minor* hlavně z lokalit v Polabí. Konkrétních historických údajů o jejím výskytu je však málo, a proto nelze jednoznačně hovořit o ústupu. Vzhledem k nenápadnosti menších porostů mohla být tato vegetace v minulosti přehlížena a v oblastech bez pravidelného a detailního hydrobotanického průzkumu tomu tak může být i dnes. *N. minor* je jednoletý druh s efemérním výskytem, který v chladnějších letech patrně vůbec neklíčí a přetrvává v semenné bance na dně nádrží. Naopak v teplotně nadprůměrných letech se její porosty, často i ve velkém množství, objevují na místech, kde dlouhou dobu nebyly pozorovány (Oťaheľová in Valachovič et al. 1995: 153–179), nebo jsou zjišťovány na nových lokalitách (Koutecká et al. 2007). Za vysokých teplot je

Obr. 86. *Najadetum minoris*. Porost řečanky menší (*Najas minor*) v sádkách u Hluboké nad Vltavou. (K. Šumberová 2007.)
Fig. 86. A stand of *Najas minor* in a fish storage pond near Hluboká nad Vltavou, České Budějovice district, southern Bohemia.

N. minor ve srovnání s běžnějšími druhy vodních makrofytů pravděpodobně výrazně konkurenčně silnější, což mimo jiné umožňuje i snazší kolonizaci nových lokalit. Například na sádkách u Hluboké nad Vltavou, sledovaných v pravidelných měsíčních intervalech, byly začátkem léta zjištěny porosty asociace *Ceratophylletum demersi*. V dlouhodobě teplém a suchém počasí je však postupně nahradila vegetace s dominantní *Najas minor*, která zaplnila větší část vodní nádrže (Šumberová, nepubl.). Za takové situace je nezbytné omezování společenstva, nejlépe odstraněním části porostů z nádrže, neboť jejich velká biomasa přispívá k rychlejšímu zazemňování mělkých vod. V příznivých podmínkách během vegetačního období druh velmi dobře regeneruje i z úlomků lodyh s listy (Rybicki et al. 2001). Jestliže společenstvo neexpanduje, není nutný žádný management. Pro jeho podporu v rybnících je vhodná rybí obsádka s převahou plůdku. Šíření společenstva v krajině i jeho opakovaný výskyt na jedné lokalitě zřejmě do značné míry souvisí s výskytem kolonií vodního ptactva, které zajišťuje přenos diaspor dominantní *N. minor* a přispívá k tvorbě chemismu vody příznivého pro tento druh.

Rozšíření. Diagnostický druh této asociace, *Najas minor*, je přirozeně rozšířen v teplých oblastech temperátní zóny Evropy, v Asii zasahuje až do tropů. Dále se vyskytuje v severní Africe a druhotně i v Severní Americe (Meusel et al. 1965, Hultén & Fries 1986, Kaplan in Štěpánková et al. 2010: 317–321). Asociace *Najadetum minoris* je pod různými jmény doložena z Pyrenejského poloostrova (Ninot et al. 2000), Francie (Corillion 1957), Německa (Schubert et al. 2001a, Hilbig in Schubert et al. 2001b: 225–238), Itálie (Tomaselli et al. 2006), Slovenska (Oťaheľová in Valachovič et al. 1995: 153–179), Rumunska (Sanda et al. 1999), Bulharska (Tzonev et al. 2009), Srbska (Slavnić 1956), Chorvatska (Devillers & Devillers-Terschuren 2001a), Malty (Devillers & Devillers-Terschuren 2001b), Ukrajiny (Dubyna 2006) a delty řeky Volhy v Rusku (Korotkov et al. 1991). V některých fytocenologických přehledech tato asociace není rozlišována od *Najadetum marinae*



Obr. 87. Rozšíření asociace VBB17 *Najadetum minoris*; existující fytocenologické snímky dávají dosti neúplný obraz skutečného rozšíření této asociace, proto jsou malými tečkami označena místa s výskytem diagnostického druhu *Najas minor* podle floristických databází.
Fig. 87. Distribution of the association VBB17 *Najadetum minoris*; available relevés provide an incomplete picture of the actual distribution of this association, therefore the sites with occurrence of its diagnostic species, *Najas minor*, according to floristic databases, are indicated by small dots.

(např. Ninot et al. 2000, Tomaselli et al. 2006). S velkou pravděpodobností k ní náležejí i porosty s převahou *Najas minor* v USA (Wentz & Stuckey 1971, Les & Mehrhoff 1999), Maroku (Bennig 2004) a dalších zemích. V České republice je asociace doložena fytocenologickými snímky z rybích sádek u Hluboké nad Vltavou a rybníka Nechvil u Čakova v Českobudějovické pánvi (Šumberová, nepubl.), z dolního Podyjí (Vicherek et al. 2000) a z rybníka Velký Vaček u Polanky nad Odrou na Ostravsku (Sovík 2004). V Ostravské pánvi je však *Najadetum minoris* zřejmě častější (Koutecká et al. 2007). Výskyt druhu *Najas minor* je dále uváděn z Dokeska, od Olomouce a z Polabí (Procházka et al. in Čeřovský et al. 1999: 87, Kaplan in Štěpánková et al. 2010: 317–321).

Hospodářský význam a ohrožení. Tato vegetace u nás, vzhledem ke své vzácnosti, nemá přímé hospodářské využití. Je významná z hlediska zachování biodiverzity mokřadů. Semena druhu *Najas minor* jsou potravou vodního ptactva (Les & Mehrhoff 1999). V rybničním hospodaření je *Najadetum minoris* prospěšné jako útočiště rybího plůdku, třecí podložka a prostředí pro rozvoj přirozené rybí potravy. V extrémně teplých letech se však i na našich lokalitách společenstvo expanzivně rozrůstá, což může vést až k úhynu rybí obsádky. V oblastech s teplým klimatem způsobuje tato vegetace svým rychlým rozrůstáním v mělkých vodách závažné hospodářské problémy, přičemž je odolná i vůči některým herbicidům (Chattopadhyay et al. 2006). V některých zemích, zejména v Severní Americe, patří *Najas minor* k rychle se šířícím invazním druhům (Wentz & Stuckey 1971, Les & Mehrhoff 1999). Ve střední a západní Evropě je toto společenstvo považováno za vzácné a ustupující. K nejvýznamnějším ohrožujícím faktorům patří regulace vodních toků a s ní spojená přímá destrukce nebo zrychlené zazemňování aluviálních vod, silná eutrofizace a změny v obhospodařování vodních nádrží.

■ **Summary.** This vegetation type is dominated by *Najas minor*, a submerged macrophyte species, which may grow across the entire water column. It is found in mesotrophic to eutrophic, calcium-rich water, often with elevated concentration of chlorides, especially in fishponds, fish storage ponds, alluvial pools, and flooded pits in river floodplains. These water bodies are usually 20–50 cm deep and frequently contain a layer of organic mud on the bottom. In the Czech Republic this is a rare, ephemeral association, so far recorded in the České Budějovice Basin, southernmost Moravia, and the Ostrava region.

VBB18
Potametum crispi von Soó 1927
Vodní vegetace s rdestem kadeřavým

Tabulka 4, sloupec 18 (str. 147)

Orig. (von Soó 1927): *Potametum crispi*
Syn.: *Potametum crispi* Kaiser 1926 (§ 3d, asociace uppsalské školy), *Myriophyllo-Potametum* Soó 1934 *potametosum crispi* Slavnić 1956, *Ceratophyllo-Potametum crispi* Horvatić et Micevski 1960 p. p., *Potametum crispi* Zutshi 1975

Diagnostické druhy: ***Potamogeton crispus***
Konstantní druhy: ***Potamogeton crispus***
Dominantní druhy: ***Potamogeton crispus***

Formální definice: *Potamogeton crispus* pokr. > 25 % NOT *Nuphar lutea* pokr. > 25 % NOT *Potamogeton natans* pokr. > 25 % NOT *Phragmites australis* pokr. > 25 %

Struktura a druhové složení. Hlavní biomasa porostů této asociace je soustředěna v submerzní vrstvě, ve které dominuje rdest kadeřavý (*Potamogeton crispus*), druh s hustě olisténými lodyhami a většinou s tuhými listy s kadeřavě zvlněným okrajem. S menší pokryvností se v porostech vyskytují i další ponořené makrofyty eutrofních vod, např. *Ceratophyllum demersum*, *Elodea canadensis* a *Potamogeton pectinatus*. Natantní vrstva porostů chybí nebo je jen nevýrazně vyvinutá: většinou ji tvoří drobné pleustofyty, zejména *Lemna minor*. Jde o druhově velmi chudé společenstvo, v němž se zpravidla vyskytují pouze 1–3 druhy cévnatých rostlin na ploše 1–25 m^2.

Stanoviště. Tato vegetace se vyskytuje v různých typech stojatých i tekoucích vod, u nás nejčastěji v rybnících, pískovnách, mrtvých ramenech a aluviálních tůních a na středních a dolních tocích řek. Existují i údaje z rybích sádek a napájecích struh, ze zahraničí i z jezer (Zutshi 1975, Hamabata 1991, Vaquer & Champeau 1991). U nás se *Potametum crispi* nachází nejčastěji ve vodách o hloubce 10–100 cm, vzácně i 2 m (Rydlo 2005a), v zahraničních jezerech proniká až do 4 m (Vaquer & Champeau 1991). Stanoviště jsou zpravidla plně osluněná, někdy mírně zastíněná. Dno je tvořeno pískem, štěrkem nebo jílem, na povrchu nezřídka se silnější vrstvou organogenního bahna (Černohous & Husák 1986). *Potametum crispi* je považováno za typickou vegetaci eutrofních až hypertrofních vod (Hejný & Husák in Dykyjová & Květ 1978: 23–64), může však růst i ve vodách mezotrofních (Balevičienė & Balevičius 2006). Snáší i organické znečištění, různé toxické látky a velmi malou průhlednost vody, takže přežívá i v řekách protékajících městskými aglomeracemi (Černohous & Husák 1986, Oťaheľová in Valachovič et al. 1995: 153–179). Druh je schopen asimilace i za extrémních podmínek, např. jsou-li rostliny zcela obaleny bahnem nebo řasovými nárosty. Analýzy vody a substrátu na lokalitách s výskytem této vegetace nejsou pro naše území k dispozici. Podle charakteru stanoviště a zahraničních údajů lze usuzovat na velký obsah celkového dusíku a fosforu a pH přes 7 (Martínez-Taberner & Moyà 1993). Doll (1991b) uvádí toto společenstvo z vod bohatých vápníkem.

Dynamika a management. *Potamogeton crispus* má širokou ekologickou amplitudu a často se vyskytuje jako součást jiných, druhově bohatších mokřadních společenstev. Je pravděpodobné, že v období před silným ovlivněním vodních biotopů člověkem se jeho druhově chudé porosty nacházely hlavně na stanovištích nevhodných pro většinu ostatních druhů makrofytů, např. v často narušovaných mokřadech nebo mrtvých ramenech v počátečním stadiu sukcese. K většímu rozšíření společenstva došlo zřejmě až ve druhé polovině 20. století v souvislosti se silnou eutrofizací vod a ústupem ponořených vodních rostlin náročnějších na čistotu vody (Hejný et al. in Květ et al. 2002: 63–95). Tento trend byl zaznamenán i v dalších evropských zemích (Sand-Jensen et al. 2000, Riis & Sand-Jensen 2001) a jeho příčiny byly potvrzeny experimentálně (Thomas & Daldorph 1994). Mladé rostliny druhu *P. crispus*, vzniklé převážně z turionů, se masově objevují na podzim, často v místech osídlených do té doby jinými druhy rdestů, např. *P. pusillus* nebo *P. pectinatus*. Jejich vývoj pokračuje přes zimu a podle některých autorů se koncem jara až začátkem léta uzavírá (Hejný 1960, Rogers & Breen 1980, Černohous & Husák 1986, Les & Mehrhoff 1999). Fytocenologické snímky z našeho území však existují i z léta (např. Černohous & Husák 1986) a rozporuplné jsou i údaje ze zahraničí. Například Zahran & Willis (2009) uvádějí

Obr. 88. *Potametum crispi*. Porost rdestu kadeřavého (*Potamogeton crispus*) v sádkách u Hluboké nad Vltavou. (K. Šumberová 2008.)

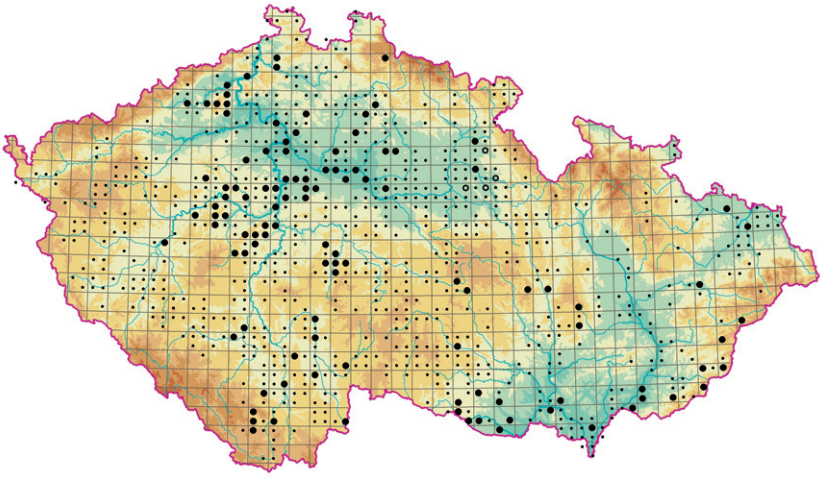
Fig. 88. A stand of *Potamogeton crispus* in a fish storage pond near Hluboká nad Vltavou, České Budějovice district, southern Bohemia.

pro porosty *P. crispus* z povodí Nilu v Egyptě jen krátké období vegetačního klidu, které připadá na září a říjen, přičemž od listopadu se objevují nové rostliny. Je pravděpodobné, že letní zánik porostů závisí na podmínkách prostředí, např. na teplotě a trofii vody a konkurenci ostatních makrofytů, a může se tedy lišit v jednotlivých letech i na různých lokalitách. Například při vysokých teplotách vody neklíčí turiony a dospělé rostliny mají jen krátkou životnost (Rogers & Breen 1980). Naopak při nižších teplotách vody může ke klíčení turionů docházet zřejmě i na jaře a v létě, což bylo zaznamenáno například v Japonsku (Kadono 1984). *Potamogeton crispus* je ve srovnání s mnoha dalšími druhy vodních makrofytů konkurenčně slabý, a proto vytváří rozsáhlejší porosty většinou jen tam, kde se ostatní makrofyty z nějakého důvodu nevyskytují (Engelhardt & Kadlec 2001), například na místech pod vlivem disturbancí nebo v počáteční fázi sukcese. Na větší vzdálenosti mohou semena druhu *P. crispus* přenést vodní ptáci, pro které je tento druh zdrojem potravy (Rogers & Breen 1990, Lauridsen et al. 2003). Možný je zřejmě i přenos rybami (Les & Mehrhoff 1999). Tato vegetace u nás nevyžaduje žádný ochranářský management a vzhledem k útlumu růstu v létě zpravidla ani nemusí být omezována. Sečení nebo jiné mechanické narušování porostů může spíše podpořit produkci diaspor (Rogers & Breen 1990, Engelhardt & Kadlec 2001). U nás se *Potametum crispi* ve větším množství objevuje v rybnících krátce po letnění (Hejný 1960).

Rozšíření. *Potamogeton crispus* je přirozeně rozšířen v Eurasii, Africe a Austrálii, druhotný areál zahrnuje Severní Ameriku a Nový Zéland, přechodně byl zjištěn i v Jižní Americe (Meusel et al. 1965, Hultén & Fries 1986, Wiegleb & Kaplan 1998, Kaplan in Štěpánková et al. 2010: 329–384). Souvislý výskyt má v temperátní zóně Evropy

včetně Středomoří (Hultén & Fries 1986). Vegetace odpovídající této asociaci je doložena z většiny zemí Evropy od Pobaltí (Balevičienė & Balevičius 2006) přes západní a střední Evropu (Pott 1995, Schipper et al. in Schaminée et al. 1995: 65–108, Oťaheľová in Valachovič et al. 1995: 153–179, Rennwald 2000, Borhidi 2003, Ferrez et al. 2009) až po Středomoří (Rivas-Martínez et al. 2001, Jasprica & Carić 2002, Lakušić et al. 2005, Tomaselli et al. 2006, Lastrucci et al. 2010) a východní Evropu (Sanda et al. 1999, Jamalov et al. 2004, Dubyna 2006, Tzonev et al. 2009). V některých zemích se tato asociace nerozlišuje, pravděpodobně kvůli extrémní druhové chudosti. Mimo Evropu existují údaje z Egypta (Shaltout & El-Sheikh 1993, Zahran & Willis 2009), indického Kašmíru (Zutshi 1975, Khan et al. 2004), Japonska (Miyawaki et al. 1980) a Jihoafrické republiky (Rogers & Breen 1980). V České republice je *Potametum crispi* hojné zvláště v nížinách a pahorkatinách, zasahuje však až do podhorského stupně, např. v Jizerských horách (Chytrý, nepubl.), na Šumavě a v Pošumaví (Vydrová 1997, Vydrová & Pavlíčko 1999). Větším počtem fytocenologických snímků je doloženo z Českého středohoří (Rydlo 2006c, e, h), Křivoklátska (Rydlo in Kolbek et al. 1999: 35–111), Příbramska a Dobříšska (Rydlo 2006a), Prahy (Rydlo, nepubl.), Mělnicka (Husák & Rydlo 1985, Rydlo 2006b), Českého ráje (Černohous & Husák 1986, Rydlo 1999b), Poděbradska a Nymburska (Rydlo 1987b, 1998a, 2005a), Vlašimska (Pešout 1992, 1996), Českobudějovické pánve a přilehlých pahorkatin (Rydlo 1994a, Šumberová, nepubl.), Šumavy a podhůří (Vydrová 1997, Vydrová & Pavlíčko 1999), Třeboňské pánve (Husák & Rydlo 1992, Rydlo 1998d), východních Čech (Černohous & Husák 1986, Rydlo 1995a, 2001, Rydlo jun. 2008), Žďárských vrchů (Rydlo 1993a, Šumberová, nepubl.), Drahanské vrchoviny (Rydlo 2007c), Znojemska (Rydlo 1995b, Rydlo, nepubl.), dolního Podyjí (Husák, nepubl., Šumberová, nepubl.), dolního Pomoraví (Šeda & Šponar 1982), Bílých Karpat (Rydlo 2000b), Vsetínska (Rydlo, nepubl.) a Ostravské pánve (Rydlo, nepubl., Šumberová, nepubl.). Údaje pocházejí i z jiných oblastí.

Hospodářský význam a ohrožení. V rybničním hospodaření i ve volných rybářsky využívaných vodách je tato vegetace v menším množství považována za přínosnou, neboť obohacuje vodu kyslíkem a poskytuje úkryt a prostředí k rozmnožování rybám i bezobratlým, kteří jsou složkou rybí potravy (Podubský 1948). Větší porosty tohoto společenstva mohou znesnadňovat výlovové práce



Obr. 89. Rozšíření asociace VBB18 *Potametum crispi*; existující fytocenologické snímky dávají dosti neúplný obraz skutečného rozšíření této asociace, proto jsou malými tečkami označena místa s výskytem diagnostického druhu *Potamogeton crispus* podle floristických databází.

Fig. 89. Distribution of the association VBB18 *Potametum crispi*; available relevés provide an incomplete picture of the actual distribution of this association, therefore the sites with occurrence of its diagnostic species, *Potamogeton crispus*, according to floristic databases, are indicated by small dots.

na rybnících a způsobovat škodlivé přesycení vody kyslíkem a posun pH do toxických hodnot. Porosty druhu *Potamogeton crispus* se u nás zpravidla nechovají expanzivně, na některých kontinentech je však tento druh řazen mezi nebezpečné invazní druhy (Les & Mehrhoff 1999, Lacoul & Freedman 2006a). Díky schopnosti akumulovat velké množství živin i některé toxické kovy mohou být porosty využity při čištění odpadních vod (Ali et al. 1999, 2000, Cronk & Fennessy 2001). Porosty z nekontaminovaných vod lze kompostovat (Černohous & Husák 1986).

■ **Summary.** This vegetation type is dominated by *Potamogeton crispus*, a submerged aquatic macrophyte occurring in both lentic and lotic water bodies, most frequently in fishponds, flooded sand pits, oxbows and alluvial pools, usually up to 1 m deep. This association is typical of eutrophic to hypertrophic water, including water containing organic or toxic pollutants. It is common from lowland to submontane areas across the Czech Republic.

VBB19
Potametum crispo-obtusifolii Sauer 1937
Vodní vegetace s rdestem tupolistým

Tabulka 4, sloupec 19 (str. 147)

Orig. (Sauer 1937): *Potametum crispi* v. *gemnifer-obtusifolii* (Sauer)
Syn.: Gesellschaft von *Potamogeton obtusifolius* Carstensen 1955

Diagnostické druhy: *Potamogeton acutifolius*, ***P. obtusifolius***
Konstantní druhy: *Lemna minor*, ***Potamogeton obtusifolius***
Dominantní druhy: ***Potamogeton obtusifolius***

Formální definice: *Potamogeton obtusifolius* pokr. > 25 %

Struktura a druhové složení. V porostech se jako dominanta uplatňuje ponořený úzkolistý rdest tupolistý (*Potamogeton obtusifolius*). Jeho bělavé až narůžovělé lodyhy, bohatě olistěné dlouhými poloprůsvitnými, sytě zelenými listy, jsou ve vodě zpravidla seskupeny do rozvolněných kruhovitých trsů. Vzácně se v porostech s větší pokryvností objevuje i rdest ostrolistý (*P. acutifolius*), který je podobný, ale mívá zpravidla žlutozelené až hnědožluté zbarvení; to je zčásti dáno i nárosty epifytonu. S malou pokryvností se vyskytují i další ponořené druhy vodních makrofytů, např. *Elodea canadensis*, *Lemna minor* a *Potamogeton lucens*. Natantní vrstva bývá nesouvislá a tvoří ji nejčastěji *Lemna minor*. Tato asociace patří k druhově bohatším makrofytním společenstvům. V jejích porostech bylo zaznamenáno většinou 3–6 druhů cévnatých rostlin na ploše 4–25 m^2.

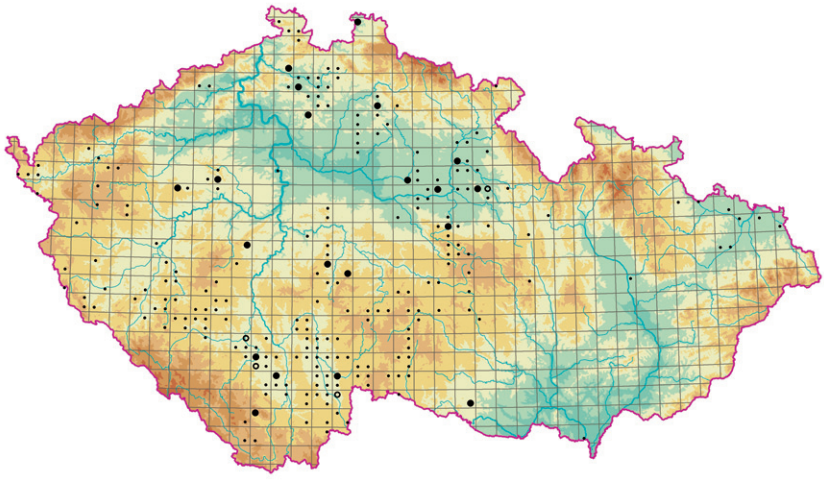
Stanoviště. *Potametum crispo-obtusifolii* se u nás vyskytuje ve stojatých i mírně tekoucích vodách, zejména v menších rybnících, dále v mrtvých ramenech řek, aluviálních tůních, zaplavených pískovnách, říčních tišinách, potocích a napájecích strouhách rybníků (Kaplan 2002c). Voda je hluboká většinou 30–150 cm a čirá (Černohous & Husák 1986). *Potamogeton obtusifolius* snáší i krátkodobé obnažení substrátu, ne však jeho vyschnutí. Dno je zpravidla jílovité nebo písčité, s tenkou vrstvou organického bahna, v některých pracích je však toto společenstvo uváděno ze dna se silnou vrstvou organického bahna (Hejný & Husák in Dykyjová & Květ 1978: 23–64, Černohous & Husák 1986, Doll 1991b). Stanoviště s výskytem této vegetace jsou plně osluněná nebo mírně zastíněná. Voda je většinou mezotrofní až přirozeně eutrofní (Hejný & Husák in Dykyjová & Květ 1978: 23–64). Z Německa je uváděno optimum výskytu společenstva v kyselých až neutrálních vodách o malém obsahu vápníku, často bohatých huminovými látkami (Doll 1991b, Schubert et al. 2001a).

Dynamika a management. Tato vegetace byla u nás pravděpodobně nejrozšířenější v době extenzivního rybničního hospodaření, tj. do druhé poloviny 20. století. Větší počet dokladů o výskytu druhu *Potamogeton obtusifolius* pochází ještě ze sedmdesátých let 20. století (Černohous & Husák 1986, Kaplan 2002c), poté však druh začal ustupovat. Hlavní příčinou je zřejmě malá průhlednost vody ve většině chovných rybníků i v aluviálních mokřadech. Jelikož se společenstvo často objevuje v roce následujícím po letnění rybníků (Černohous & Husák 1986), k jeho řidšímu výskytu mohlo přispět i omezené letnění. Výskyt jednotlivých

Obr. 90. *Potametum crispo-obtusifolii.* Porost rdestu tupolistého (*Potamogeton obtusifolius*) u Hradce Králové-Malšovy Lhoty. (J. Rydlo jun. 2007.)
Fig. 90. A stand of *Potamogeton obtusifolius* near Hradec Králové-Malšova Lhota, eastern Bohemia.

rostlin a nevelkých porostů druhu *P. obtusifolius* je možný i v rybnících s malou průhledností vody, pro rozvoj větších a hustých porostů je však zřejmě nutná dobrá průhlednost vody alespoň na počátku vegetačního období. V pokročilejším stadiu vývoje má i *P. obtusifolius*, podobně jako některé další ponořené vodní makrofyty, schopnost udržovat v porostech velkou průhlednost vody i tam, kde je voda vně porostů neprůhledná. Na mnohých lokalitách je výskyt asociace efemérní a jen vzácně bývá pozorována opakovaně. Tyto lokality jsou zpravidla extenzivně obhospodařovány a roste na nich větší počet druhů. *Potametum crispo-obtusifolii* se na nich může vyskytovat v mozaice s dalšími společenstvy vodních makrofytů, např. *Elodeetum canadensis* a *Potametum pusilli*. Obhospodařování takových lokalit by mělo být z dlouhodobého hlediska bez výraznějších změn. Vhodné je například využití rybníků pro chov rybího plůdku nebo vedlejších druhů ryb a občasné zkrácené letnění.

Rozšíření. Druh *Potamogeton obtusifolius* se vyskytuje v temperátní a boreální zóně Eurasie a Severní Ameriky (Meusel et al. 1965, Hultén & Fries 1986, Wiegleb & Kaplan 1998, Kaplan in Štěpánková et al. 2010: 329–384). Asociace *Potametum crispo-obtusifolii* byla zatím doložena ze Skotska (Spence in Burnett 1964: 306–425), Francie (Corillion 1957, Ferrez et al. 2009), Nizozemska (Schipper et al. in Schaminée et al. 1995: 65–108), Německa (Doll 1991b, Pott 1995, Rennwald 2000, Schubert et al. 2001a, Hilbig in Schubert et al. 2001b: 225–238), Polska (Tomaszewicz 1979, Matuszkiewicz 2007), Srbska (Ranđelović & Blaženčić 1996, Lakušić et al. 2005), Litvy (Korotkov et al. 1991), Ukrajiny (Dubyna 2006), dolního Povolží (Korotkov et al. 1991) a západní Sibiře (Taran 2000). Výskyty v jižní a jihovýchodní Evropě jsou soustředěny do větších nadmořských výšek (např. Ranđelović & Blaženčić 1996). U nás se *Potametum crispo-obtusifolii* vyskytuje nejčastěji v nížinách a pahorkatinách a zasahuje až do podhorského stupně. Nejteplejším oblastem se však vyhýbá (Kaplan 2002c). Bylo doloženo z Rakovnicka (Rydlo 2007d), Křivoklátska (Rydlo in Kolbek et al. 1999: 35–111), Příbramska (Rydlo



Obr. 91. Rozšíření asociace VBB19 *Potametum crispo-obtusifolii*; existující fytocenologické snímky dávají dosti neúplný obraz skutečného rozšíření této asociace, proto jsou malými tečkami označena místa s výskytem diagnostického druhu *Potamogeton obtusifolius* podle floristických databází.

Fig. 91. Distribution of the association VBB19 *Potametum crispo-obtusifolii*; available relevés provide an incomplete picture of the actual distribution of this association, therefore the sites with occurrence of its diagnostic species, *Potamogeton obtusifolius*, according to floristic databases, are indicated by small dots.

2006a), Písecka (Hejný, nepubl.), Vodňanska (Hejný, nepubl., Šumberová, nepubl.), Českobudějovicka (Vydrová et al. 2009), Šumavy (Vydrová & Pavlíčko 1999), Třeboňska (Neuhäusl 1959, Hejný et al. 1982b), Vlašimska (Pešout 1996), Kokořínska (Husák & Rydlo 1985), Českolipska (Turoňová & Rychtařík 2002), východní části Českého středohoří (Rydlo 2006h), Frýdlantského výběžku (Jehlík & Rydlo 2008), Českého ráje (Černohous & Husák 1986, Rydlo 1999b), východních Čech (Černohous & Husák 1986, Rydlo jun. 2008), Znojemska (Rydlo, nepubl.) a Poodří (Koutecká 1980; bez bližší lokalizace). Ve většině oblastí byla zaznamenána jen jediná lokalita.

Hospodářský význam a ohrožení. Tato vegetace u nás nemá vzhledem ke své vzácnosti velký hospodářský význam. V rybničním hospodaření je prospěšná především okysličováním vody a jako úkryt a prostředí pro rozmnožování ryb i vodních bezobratlých. Ani za příznivých podmínek se expanzivně nerozrůstá, takže nemusí být omezována. Její ochrana je důležitá pro zachování biodiverzity mokřadů. Je ohrožena znečištěním vod, zejména špatnou průhlednosti vody v souvislosti s eutrofizací a zvířováním sedimentů dna v intenzivně obhospodařovaných kaprových rybnících. Nepříznivě působí i spásání velkými populacemi vodních ptáků, ať již z farmových chovů nebo v ptačích rezervacích (van de Haterd & Ter Heerdt 2007).

Poznámka. V originálním popisu asociace (Sauer 1937) je jako diagnostický druh této asociace uveden *Potamogeton crispus* var. *gemmifer*. Jde o rostliny s turiony, které byly v minulosti odlišovány jako samostatný vnitrodruhový taxon, ve skutečnosti to však je vývojové stadium druhu *P. crispus* bez taxonomické hodnoty (Kaplan in Štěpánková et al. 2010: 329–384).

■ **Summary.** This association is dominated by the narrow-leaved, submerged species *Potamogeton obtusifolius*, which is accompanied in some sites by another narrow-leaved species, *P. acutifolius*. It occurs in mesotrophic to naturally eutrophic, clear, 30–150 cm deep water. The habitats include small fishponds, oxbows, alluvial pools, flooded sand pits, brooks and lentic sections of rivers. It is a rare vegetation type, which occurs at scattered sites from the lowlands to submontane areas in the Czech Republic, and has retreated in the past decades due to intensification of fishpond management and increased water turbidity.

VBB20
Potametum pectinati Carstensen ex Hilbig 1971
Vegetace stojatých a mírně tekoucích eutrofních vod s rdestem hřebenitým

Tabulka 4, sloupec 20 (str. 147)

Orig. (Hilbig 1971): *Potamogetonetum pectinati* Carstensen 1955

Syn.: Gesellschaft von *Potamogeton pectinatus* var. *scoparius* Carstensen 1955 (§ 3c), *Myriophyllo verticillati-Potametum pectinati* Costa et al. 1986, *Potametum pectinati* Stevanović 2003 prov.

Diagnostické druhy: ***Potamogeton pectinatus***
Konstantní druhy: ***Potamogeton pectinatus***
Dominantní druhy: ***Potamogeton pectinatus***

Formální definice: *Potamogeton pectinatus* pokr. > 50 % NOT *Zannichellia palustris* pokr. > 5 %

Struktura a druhové složení. V porostech této asociace dominuje morfologicky velmi proměnlivý rdest hřebenitý (*Potamogeton pectinatus*). V závislosti na hloubce, průhlednosti a síle proudění vody a také na substrátu dna se mění hustota olistění, délka listů a další znaky. Rostliny v mělkých stojatých vodách jsou nízké, bohatě větvené a vytvářejí okrouhlé trsy, podobně jako *P. trichoides*. Rostliny v rychleji tekoucích vodách mají velmi dlouhé stonky a listy a vzhledem připomínají *Batrachium fluitans*. To se projevuje ve struktuře i druhovém složení porostů. Tato vegetace je druhově velmi chudá: nejčastěji v ní byly zaznamenány 2–4 druhy cévnatých rostlin na ploše 1–25 m^2, běžné jsou i monocenózy. Vedle dominantního druhu se častěji vyskytují některé další ponořené makrofyty, např. *Ceratophyllum demersum*, některé druhy rodu *Potamogeton* a *Zannichellia palustris*. Natantní vrstva bývá vyvinuta fragmentárně a tvoří ji nejčastěji *Lemna gibba*, *L. minor*, v tocích i vzplývavé listy druhu *Sparganium emersum*.

Stanoviště. Tato vegetace osídluje různé typy stojatých i tekoucích vod, nejčastěji rybníky a střední a dolní toky řek, dále rybí sádky, aluviální tůně, průtočné kanály a pískovny. Hloubka vody se pohybuje nejčastěji v rozmezí 30–100 cm. Společenstvo se může vyskytovat i ve velmi mělkých vodách kolem 5 cm, na rozdíl od *Potametum pusilli*

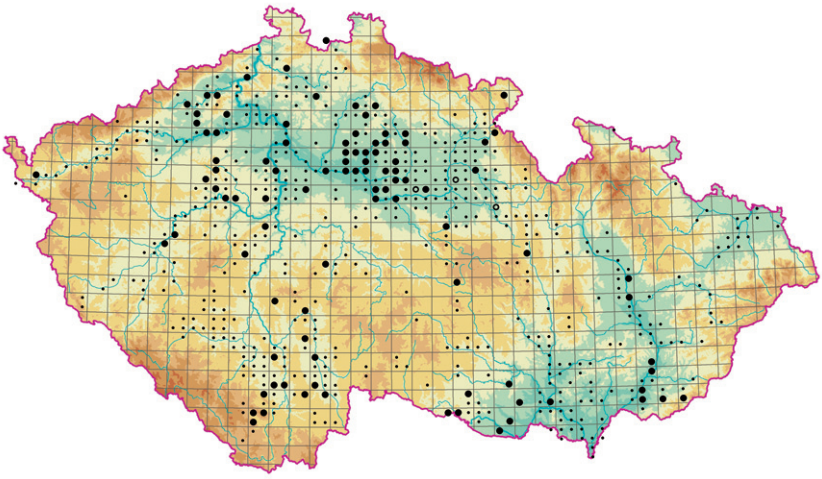
Obr. 92. *Potametum pectinati.* Porost rdestu hřebenitého (*Potamogeton pectinatus*) v Horním Mušlovském rybníce u Mikulova na Břeclavsku. (J. Danihelka 2002.)

Fig. 92. A stand of *Potamogeton pectinatus* in Horní Mušlovský fishpond near Mikulov, Břeclav district, southern Moravia.

a *Parvo-Potamo-Zannichellietum pedicellatae* však není schopno déle přežít na vodou nasyceném, ale nepřeplaveném substrátu. Ze zahraničí je uváděno z hloubky až několik metrů (Doll 1991b, Oťaheľová in Valachovič et al. 1995: 153–179). Substrát dna je velmi různorodý, od jílovitého přes písčitý až po kamenitý, zpravidla s vrstvou organogenního bahna. Stanoviště jsou většinou plně osluněná, společenstvo však snáší i zástin. Průhlednost vody je často velmi malá. Porosty *Potamogeton pectinatus* se vyskytují v eutrofních až hypertrofních, vzácněji v mezotrofních nebo dokonce oligotrofních vodách, a snášejí i dosti silné zasolení (Hejný 1960, Doll 1991b, Rodwell 1995). Chemické analýzy vody a substrátu nejsou z našeho území k dispozici. Z Polska je uváděno pH vody 8,4–9,3 a velký obsah PO_4^{3-} (až 1,3 mg.l^{-1}) a NH_4^+ (až 0,5 mg.l^{-1}) ve vodě (Pełechaty & Kałuska 2003), rozsah hodnot pro jednotlivé živiny je však pravděpodobně mnohem širší. U nás je tato vegetace nejčastější v nížinách a teplých pahorkatinách. Nejvýše položené výskyty jsou známy ze Šumavy z 575 m n. m. (Vydrová & Pavlíčko 1999). V chladnějších oblastech se objevuje zejména ve znečištěných tocích u větších měst (Rydlo 1986b, 1993a, Pivoňková & Rydlo 1992). Toto společenstvo je chladnomilnější než *Parvo-Potamo-Zannichellietum pedicellatae* a teplomilnější než *Potametum pusilli*, čemuž odpovídá i výškové rozmístění lokalit u nás a areály dominantních druhů.

Dynamika a management. V minulosti byla u nás tato vegetace pravděpodobně dosti vzácná a maloplošná, jak dokládají pozorování z jihočeských rybníků v první polovině 20. století (Hejný in Hejný 2000a: 94). Ve druhé polovině století se však rychle rozšířila v souvislosti s eutrofizací vod v důsledku intenzifikace rybničního hospodaření, hnojení pozemků v okolí vodních nádrží a znečištění řek odpadními vodami (Hejný et al. in Květ et al. 2002: 63–95). Tento trend, doprovázený současným ústupem makrofytních společenstev vázaných na vody o nižší trofii, např. *Potametum graminei*, byl pozorován i v zahraničí (Rodwell 1995, Riis & Sand-Jensen 2001, James et al. 2005). Úspěšné přežívání společenstva v prostředí o různé trofii a zrnitosti substrátu je dáno mimo jiné velkou ekomorfologickou plasticitou druhu *Potamogeton pectinatus* (Hangelbroek et al. 2003). *Potamogeton pectinatus* se šíří především semeny, vegetativně i hlízkami; tato klidová stadia mohou přečkat i delší období bez vody (McGowan et al. 2005). Tato vegetace nevyžaduje žádný ochranářský management, naopak někdy je nezbytné ji omezovat, například z důvodů vodohospodářských, ochranářských nebo v rybničním hospodaření. Využívá se přitom seč (Hejný 1960), herbicidy (Lancar & Krake 2002) a býložravé ryby (Lancar & Krake 2002). V rybnících lze použít i letnění spojené s hlubší orbou, při němž se odstraní hlízky (Hejný in Hejný 2000a: 94). Samotné letnění či zimování nasucho může naopak podpořit obnovu společenstva (McGowan et al. 2005).

Rozšíření. *Potamogeton pectinatus* se vyskytuje na všech kontinentech s výjimkou Antarktidy, a to hlavně v temperátní zóně a v subtropech, zčásti i v boreální zóně (Meusel et al. 1965, Hultén & Fries 1986, Wiegleb & Kaplan 1998, Kaplan in Štěpánková et al. 2010: 329–384). Vegetace odpovídající této asociaci byla zatím doložena z Pyrenejského poloostrova (Ninot et al. 2000, Rivas-Martínez et al. 2001), Německa (Doll 1991b, Pott 1995, Görs in Oberdorfer 1998: 99–108, Rennwald 2000, Schubert et al. 2001a, Hilbig in Schubert et al. 2001b: 225–238), Velké Británie (Rodwell 1995), Nizozemska (Schipper et al. in Schaminée et al. 1995: 65–108), Dánska (Lawesson 2004), jižního Švédska (Hargeby et al. 2007), Polska (Tomaszewicz 1979, Matuszkiewicz 2007), Slovenska (Oťaheľová in Valachovič et al. 1995: 153–179), Rakouska (Schratt in Grabherr & Mucina 1993: 55–78), Itálie (Zanaboni & Pascoli 1988, Lastrucci et al. 2010), Slovinska (Gaberščik et al. 2003), Srbska (Blaženčić & Blaženčić 1983, Lakušić et al. 2005), Bulharska (Tzonev et al. 2009), Maďarska (Borhidi 2003), Rumunska (Sanda et al. 1999), Ukrajiny (Dubyna 2006), Litvy (Balevičienė & Balevičius 2006), Estonska (Trei & Pedusaar 2006), dolního Povolží (Korotkov et al. 1991), podhůří Jižního Uralu (Klotz & Köck 1984, Jamalov et al. 2004), Sibiře (Chytrý et al. 1993, Hilbig 2000a, Kiprijanova 2005, Koroljuk & Kiprijanova 2005), Mongolska (Hilbig 2000b), severozápadní Číny (Li et al. 2006), indického Kašmíru (Khan et al. 2004), Egypta (Shaltout & El-Sheikh 1993, Zahran & Willis 2009), Maroka (Kaplan, nepubl.) a USA (Boggs 2000). V České republice lze výskyt asociace *Potametum pectinati* očekávat v nížinách a pahorkatinách po celém území, ale z některých oblastí chybějí údaje. Větším počtem fytocenologických snímků je asociace doložena z řečiště Berounky



Obr. 93. Rozšíření asociace VBB20 *Potametum pectinati*; existující fytocenologické snímky dávají dosti neúplný obraz skutečného rozšíření této asociace, proto jsou malými tečkami označena místa s výskytem diagnostického druhu *Potamogeton pectinatus* podle floristických databází.

Fig. 93. Distribution of the association VBB20 *Potametum pectinati*; available relevés provide an incomplete picture of the actual distribution of this association, therefore the sites with occurrence of its diagnostic species, *Potamogeton pectinatus*, according to floristic databases, are indicated by small dots.

u Plzně (Rydlo 1986b), Křivoklátska (Rydlo in Kolbek et al. 1999: 35–111), severozápadních Čech (Pivoňková & Rydlo 1992, Rydlo 2006c, e, f, h), Prahy a okolí (Rydlo 1989, 2000c), středního Polabí a přilehlých pahorkatin (Husák & Rydlo 1985, Rydlo 1987b, 1990b, 1991a, 1998a, 2005a, 2006b, 2007b, Turoňová 2008), Českého ráje (Rydlo 1999b), východních Čech (Černohous & Husák 1986, Rydlo 1995a, 2001, 2006g, Jirásek 1998, Rydlo jun. 2008), Českobudějovické pánve a přilehlých pahorkatin (Šumberová, nepubl.), Šumavy a Pošumaví (Vydrová 1997, Vydrová & Pavlíčko 1999), Třeboňska (Husák, nepubl., J. Navrátilová, nepubl.), Znojemska (Rydlo 1995b, Rydlo, nepubl.), středního a dolního Pomoraví (Šeda & Šponar 1982, Rydlo 1992) a Poodří (Koutecká 1980, bez bližší lokalizace). Dále byla doložena například z toku Ohře na Chebsku (Pivoňková & Rydlo 1992), Příbramska a Dobříšska (Rydlo 2006a), Dokeska (Stančík 1995), Vlašimska (Pešout 1996), Táborska (Husák & Rydlo 1992, Douda 2003), Žďárských vrchů (Rydlo 1993a) a Bílých Karpat (Rydlo 2000b).

Hospodářský význam a ohrožení. Tato vegetace je v tocích i rybnících prospěšná okysličováním vody a je i vhodným prostředím pro rozmnožování a úkryt bezobratlých a ryb. V menších mělkých rybnících mohou nadměrné porosty druhu *Potamogeton pectinatus* působit nepříznivě. Tento druh je důležitou složkou potravy vodních ptáků, zejména vrubozobých (Idestam-Almquist 1998, Lauridsen et al. 2003). Díky schopnosti růstu ve značně znečištěných vodách a vázání toxických kovů je perspektivní například pro využití v čistírnách odpadních vod (Hejný in Hejný 2000a: 94, Prasad & Freitas 2003, Chandra & Kulshreshtha 2004). V subtropech je však *P. pectinatus* považován za jeden z nejškodlivějších vodních plevelů, neboť zarůstá zavlažovací kanály a nádrže na vodu (Lancar & Krake 2002).

■ **Summary.** This association is dominated by *Potamogeton pectinatus*, a submerged macrophyte with a variable growth form, which depends on the habitat. It occurs in eutrophic and hypertrophic water, often with high turbidity, and on some sites with a high salt concentration. The habitats include mainly fishponds and middle and lower river courses, and less frequently fish storage ponds, alluvial pools, channels and flooded sand pits. Water depth is usually between 30 and 100 cm, but it can be as low as 5 cm. Historically this vegetation type was probably

rare, but it expanded due to intensification of fishpond management and eutrophication in the second half of the 20th century. It is common in lowland and colline areas of the Czech Republic, but records are probably missing from many areas where it occurs.

VBB21 *Potametum pusilli* von Soó 1927

Vegetace mělkých vod s rdestem maličkým nebo rdestem Berchtoldovým

Tabulka 4, sloupec 21 (str. 147)

Orig. (von Soó 1927): *Potametum pusilli*

Syn.: *Potametum panormitano-graminei* Koch 1926 (§ 36, nomen ambiguum), *Potametum berchtoldii* Krasovskaja 1959, *Potamo pusilli-Ceratophylletum demersi* Janković 1974 p. p., *Potametum pusilli* Hejný 1978 (fantom), *Potametum berchtoldii* Wijsmen et al. 1995

Diagnostické druhy: ***Potamogeton pusillus* agg.**

Konstantní druhy: *Lemna minor*, ***Potamogeton pusillus* agg.**

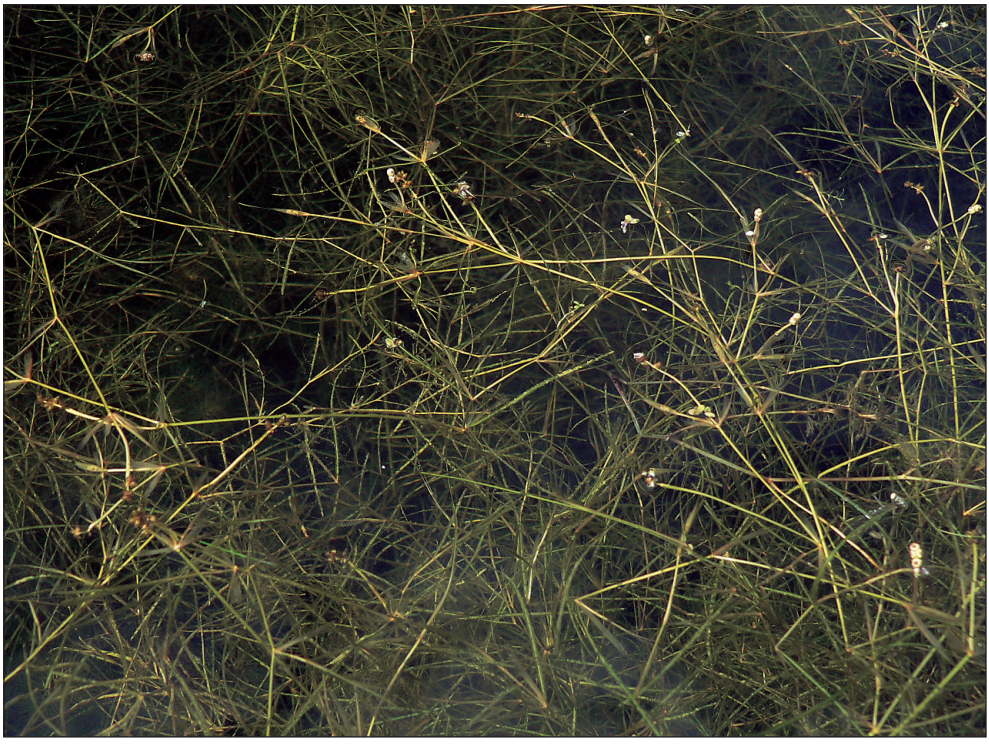
Dominantní druhy: ***Potamogeton pusillus* agg.**

Formální definice: *Potamogeton pusillus* agg. pokr. > 50 % NOT *Potamogeton alpinus* pokr. > 25 % NOT *Sagittaria sagittifolia* pokr. > 25 % NOT *Zannichellia palustris* pokr. > 5 %

Struktura a druhové složení. Vzhled společenstva určují dominantní úzkolisté rdesty, rdest Berchtoldův (*Potamogeton berchtoldii*) nebo rdest maličký (*P. pusillus*). Jejich porosty za příznivých podmínek vyplňují celý vodní sloupec a někdy mají charakter monocenóz. Častěji se v nich však s menší pokryvností uplatňují i další vodní makrofyty, většinou běžné druhy mezotrofních až eutrofních vod (např. *Ceratophyllum demersum*, *Lemna minor*, *Potamogeton crispus* a *P. pectinatus*). Dominantní je vždy submerzní vrstva porostů, pokryvnost natantní vrstvy bývá malá, případně tato vrstva chybí. V porostech této asociace bylo zaznamenáno nejčastěji 3–5 druhů cévnatých rostlin na ploše 4–25 m^2.

Stanoviště. Porosty asociace *Potametum pusilli* osídlují různé typy mělkých stojatých i tekoucích vod. Vyskytují se v mělkých částech rybníků, v rybích sádkách, mrtvých říčních ramenech, jezírkách v pískovnách a lomech, zaplavených příkopech, melioračních kanálech, mlýnských náhonech, vesnických stružkách i v řekách, především na jejich dolním toku. Zpravidla jde o plně osluněná, ale i mírně zastíněná stanoviště. Společenstvo zasahuje do hloubek okolo 1,5 m, často se však vyskytuje i v loužích na dně vypuštěných rybníků a sádek s 5–10 cm vody. Tato vegetace má optimum výskytu v mezotrofních až eutrofních, dobře průhledných vodách. Porosty s převahou *Potamogeton berchtoldii* projevují vazbu spíše k vodám s nižším pH, menším obsahem dusíku a fosforu a někdy se vyskytují i ve vodách mírně dystrofních (Brouwer et al. 2002, Kaplan in Štěpánková et al. 2010: 329–384). Porosty s dominantním *P. pusillus* jsou naproti tomu častější ve vodách s vyšším pH a větším obsahem živin, někdy i brakických (Brouwer et al. 2002, Kaplan in Štěpánková et al. 2010: 329–384). Pott (1995) však uvádí pro oba druhy přesně opačnou stanovištní vazbu. Jde zřejmě o záměnu druhů, případně jmen, neboť dříve se jménem *P. pusillus* často chybně označoval druh *P. berchtoldii*, zatímco pro *P. pusillus* se užívalo jméno *P. panormitanus* (Kaplan in Štěpánková et al. 2010: 329–384). Dno může být písčité, jílovité nebo hlinité, nanejvýš s tenkou vrstvou sapropelového bahna. U nás je tato vegetace rozšířena od nížin do podhůří, ale nejhojnější je v pahorkatinách. Porosty s *P. berchtoldii* jsou běžnější v chladnějších a vlhčích částech státu, porosty s *P. pusillus* naproti tomu častěji zasahují i do teplejších území.

Dynamika a management. Jde o přirozenou vegetaci mělkých sladkých vod v raném stadiu sukcese nebo pod vlivem trvalých mechanických disturbancí (Krahulec et al. 1980). S postupující sedimentací organického bahna ji nahrazuje vegetace třídy *Lemnetea* a různé typy rákosin. Dlouhodobě se může vyskytovat v mírně tekoucích vodách. V rybnících je výskyt často periodický a závisí na rybí obsádce: nejčastější je toto společenstvo v nádržích využívaných pro odchov rybího plůdku do stadia ročka. S postupným růstem kapra a zvětšujícím se narušováním dna ustupuje a většinou se znovu objevuje v roce, kdy je opět nasazen váčkový plůdek. Přitom bývá přechodně snížena hladina vody v rybníce, což rozvoj této vegetace



Obr. 94. *Potametum pusilli.* Porost rdestu maličkého (*Potamogeton pusillus*) v plůdkovém rybníčku u Dívčic na Českobudějovicku. (K. Šumberová 2006.)

Fig. 94. A stand of submerged *Potamogeton pusillus* in a small fry pond near Dívčice, České Budějovice district, southern Bohemia.

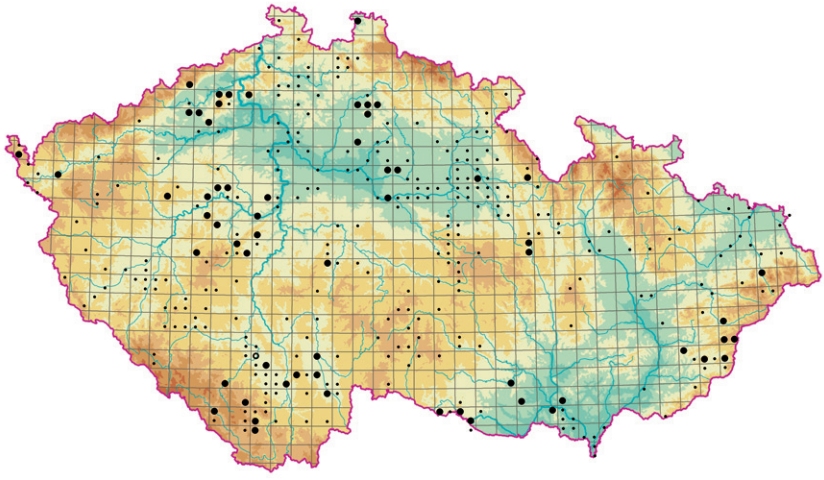
podporuje. Oba dominantní rdesty, *Potamogeton berchtoldii* a *P. pusillus*, jsou druhy s jednoletou lodyhou a jejich porosty se v dalším roce obnovují především z turionů (Kaplan in Štěpánková et al. 2010: 329–384). Nažky obou druhů klíčí v širokém rozmezí podmínek, zejména ve vztahu ke světlu, anaerobióze a teplotě (Hay et al. 2008). Mechanické nebo chemické (např. roztokem kyselin) narušení tvrdých obalů zkracuje dobu klíčení a zvyšuje procento vyklíčených semen (Teltscherová & Hejný 1973, Hay et al. 2008). Zřejmě však závisí i na geografickém původu rostlin a jejich genotypu, neboť procento semen vyklíčených za srovnatelných podmínek se v citovaných studiích dosti liší. Teltscherová & Hejný (1973) uvádějí pro *P. pusillus* ve většině variant klíčního pokusu, včetně klíčení neporušených semen v destilované vodě, klíčivost až 100 %. Naproti tomu Hay et al. (2008) zjistili pro tento druh klíčivost maximálně 56 %, pro *P. berchtoldii* pak 90 %, v obou případech však jen po narušení osemení. Neporušená semena obou druhů rdestů jsou zřejmě schopna přečkat v půdní semenné bance mnoho let (Kaplan & Štěpánek 2003). Společenstvo se tak na lokalitě může objevit i po dlouhém období absence, v rybnících například po odbahnění nebo snížení vodní hladiny. Společenstvo se většinou nechová expanzivně, nevytváří velké množství biomasy, a proto až na výjimky (např. v malých plůdkových rybnících) není nutné jeho omezování. Na druhé straně nevyžaduje ani specifický ochranářský management, neboť i v současné krajině je dostatečně hojné a osídluje i silně antropicky ovlivněná stanoviště. Po mechanickém narušení porosty snadno regenerují (Barrat-Segretain & Amoros 1996, Capers 2003).

Rozšíření. Dominantní druhy této asociace, *Potamogeton pusillus* a *P. berchtoldii*, jsou rozšířeny v boreální a temperátní zóně Eurasie a Severní Ameriky, *P. pusillus* zasahuje i do zóny arktické a do tropů a vyskytuje se i v některých částech Afriky (Kaplan in Štěpánková et al. 2010: 329–384).

Rozšíření asociace *Potametum pusilli* odpovídá rozšíření těchto druhů. Fytocenologicky byla tato asociace doložena z Velké Británie (Spence in Burnett 1964: 306–425, Rodwell 1995), Španělska (Velayos et al. 1984), Francie (Corillion 1957, Ferrez et al. 2009), Nizozemska (Schipper et al. in Schaminée et al. 1995: 65–108), Německa (Doll 1991b, Pott 1995, Rennwald 2000, Schubert et al. 2001a, Hilbig in Schubert et al. 2001b: 225–238, Berg et al. in Berg et al. 2004: 102–113), Švýcarska (Koch 1926), Slovenska (Hrivnák et al. 2004a), Polska (Nowak & Nowak 2007) a z podhůří Jižního Uralu v Rusku (Klotz & Köck 1984, Jamalov et al. 2004). Snímky o přechodném druhovém složení k asociaci *Potamo pectinati-Myriophylletum spicati* byly publikovány ze Srbska (Ranđelović & Blaženčić 1996). Mnoho evropských autorů toto společenstvo ale nerozlišuje. Mimo Evropu bylo *Potametum pusilli* zaznamenáno na západní Sibiři (Hilbig 2000a, Kiprijanova & Laščinskij jun. 2000) a v Mongolsku (Hilbig 2000b). Údaje z Jižní Ameriky (např. Anonymus 1996, Jaramillo 2004) jsou mylné, neboť *Potamogeton pusillus* se zde vůbec nevyskytuje (Kaplan in Štěpánková et al. 2010: 329–384). Porosty s *P. pusillus* přitom častěji zasahují do sušších a teplejších oblastí než porosty *P. berchtoldii*, který je více vázán na oceánicky laděné klima. V České republice bylo toto společenstvo zjištěno všude, kde proběhl fytocenologický výzkum zaměřený na mokřady. Větším počtem fytocenologických snímků je doloženo z Českého středohoří (Rydlo 2006c, e), Českého ráje (Rydlo 1999b, Rydlo, nepubl.), Křivoklátska (Rydlo in Kolbek et al. 1999: 35–111), Příbramska (Rydlo 2006a), Českobudějovické pánve (Hejný, nepubl., Šumberová, nepubl.), Šumavy a šumavského podhůří (Vydrová & Pavlíčko 1999, Rydlo 2006d), Třeboňska (Albrecht 1985, Hejný, nepubl.), Svitavska (Štefka & Šeda 1984), Znojemska (Rydlo 1995b, Rydlo, nepubl.), dolního Podyjí (Husák, nepubl.) a Vizovických vrchů a Javorníků (Rydlo 2000b, Bartošová et al. 2008). Roztroušeně se vyskytuje i jinde. Pozoruhodný je velmi malý počet snímků tohoto společenstva z některých území s velkou diverzitou mokřadní vegetace, např. ze středního Polabí (Husák & Rydlo 1985, Rydlo 2005a), které je navíc velmi dobře probádané.

Variabilita. V závislosti na dominantním druhu rdestu a celkovém druhovém složení lze rozeznat dvě varianty:

Varianta *Potamogeton berchtoldii* (VBB21a) zahrnuje porosty s dominantním *Potamogeton berchtoldii* a s druhy živinami chudších, kyselých



Obr. 95. Rozšíření asociace VBB21 *Potametum pusilli*; existující fytocenologické snímky dávají dosti neúplný obraz skutečného rozšíření této asociace, proto jsou malými tečkami označena místa, kde se podle floristických databází vyskytuje *Potamogeton berchtoldii* nebo *P. pusillus*.

Fig. 95. Distribution of the association VBB21 *Potametum pusilli*; available relevés provide an incomplete picture of the actual distribution of this association, therefore the sites with occurrence of *Potamogeton berchtoldii* or *P. pusillus*, according to floristic databases, are indicated by small dots.

vod, např. *P. natans*. Tato varianta odpovídá asociaci *Potametum berchtoldii* Krasovskaja 1959.

Varianta *Potamogeton pusillus* (VBB21b) zahrnuje porosty s dominancí *Potamogeton pusillus* a s druhy indikujícími vyšší obsah živin a bazických iontů v prostředí, např. *Lemna gibba* a *Zannichellia palustris*.

Hospodářský význam a ohrožení. Dominantní druhy této asociace jsou schopny vázat některé toxické látky, např. těžké kovy, a proto je lze využít v čistírnách odpadních vod (Hejný in Hejný 2000a: 89–90). V rybnících, zvláště plůdkových, jsou vhodným úkrytem pro ryby a také prostředím pro rozmnožování ryb i vodních bezobratlých, kteří jsou důležitou složkou potravy ryb i vodního ptactva. Společenstvo u nás v současnosti není bezprostředně ohroženo.

Poznámka. Druhy *Potamogeton berchtoldii* a *P. pusillus* jsou na základě morfologických znaků velmi obtížně rozeznatelné a někdy bývají z praktických důvodů slučovány do komplexního taxonu *P. pusillus* agg. (Wiegleb & Kaplan 1998, Kaplan 2002b, Kaplan & Štěpánek 2003). Podle výsledků isozymových analýz a analýz DNA však jde o druhy příbuzné jen vzdáleně, jejichž podobnost je výsledkem konvergentního vývoje (Kaplan & Štěpánek 2003, Kaplan & Fehrer, nepubl.). Protože jejich spolehlivé určení v terénu není obvykle možné (Kaplan 2002b, Kaplan in Štěpánková et al. 2010: 329–384), zahrnujeme porosty obou druhů do jedné asociace. Údaje z literatury, které se vztahují pouze k jednomu z těchto druhů, přejímáme v originálním pojetí. Ve vegetačních přehledech ostatních zemí je obvykle rovněž uvedena jediná asociace, případně nejsou společenstva druhů *P. berchtoldii* a *P. pusillus* formálně vůbec rozlišována. Podrobnější klasifikaci používají například Rydlo (2006a, c, d, e) a Nowak & Nowak (2007).

■ **Summary.** This vegetation include species-poor submerged stands of *Potamogeton berchtoldii* or *P. pusillus*, which often grow across the entire water column. It occurs in mesotrophic to eutrophic, clear water of varying depth, particularly in shallow parts of fishponds, in fish storage ponds, flooded sand pits and quarries, and in channels and rivers, especially along their lower courses. These habitats are usually either disturbed or in an early stage of succession. This association is common from the lowlands to submontane areas across the Czech Republic.

VBB22
Potametum acutifolii Segal ex Šumberová et Hrivnák in Chytrý 2011 ass. nova*
Vegetace mělkých vod s rdestem ostrolistým

Tabulka 4, sloupec 22 (str. 147)

Nomenklatorický typ: Černohous & Husák (1986: 146), tab. 18, první snímek označený číslem lokality 72, datum 9. 9. 1973 (holotypus hoc loco designatus)

Syn.: *Potametum acutifolii* Segal 1961 (fantom), *Potametum acutifolii* Segal 1965 (§ 2b, nomen nudum), zbiorowisko *Potamogeton acutifolius* Podbielkowski 1967 (§ 3c)

Diagnostické druhy: ***Potamogeton acutifolius***, *P. gramineus*, *P. lucens*, *P. natans*, *P. obtusifolius*, *P. pusillus* agg., *Utricularia australis*

Konstantní druhy: ***Potamogeton acutifolius***, *P. natans*, *Utricularia australis*

Dominantní druhy: *Chara vulgaris*, ***Potamogeton acutifolius***, *P. pusillus* agg.

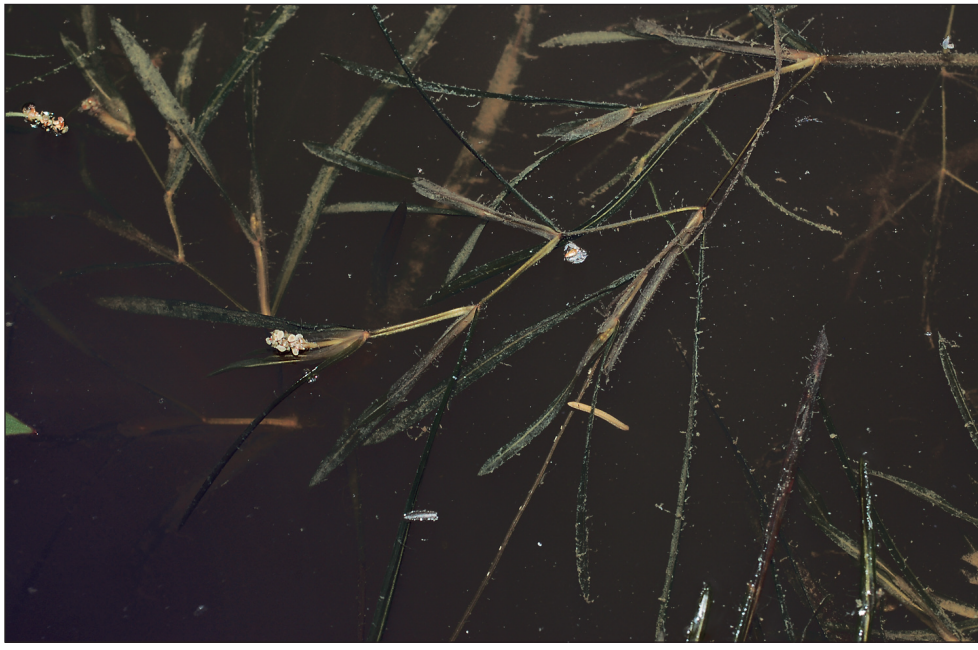
Formální definice: *Potamogeton acutifolius* pokr. > 25 % NOT *Batrachium circinatum* pokr. > 25 % NOT *Nymphaea candida* pokr. > 25 % NOT *Potamogeton obtusifolius* pokr. > 50 %

Struktura a druhové složení. Jde o porosty ponořených vodních makrofytů, v nichž dominuje žlutozeleně až hnědožlutě zbarvený rdest ostrolistý (*Potamogeton acutifolius*), s větší pokryvností se však mohou vyskytovat i některé další druhy rdestů (např. *P. obtusifolius* a *P. pectinatus*) i jiné vodní makrofyty (např. *Batrachium circinatum* a *Elodea canadensis*). Z dalších druhů se častěji objevují např. *Lemna minor*, *L. trisulca* a *Utricularia australis*, z kontaktních litorálních porostů někdy pronikají i druhy rákosin, jako jsou *Alisma plantago-aquatica*, *Glyceria maxima* a *Sparganium emersum*. V rámci třídy *Potametea* jde o druhově bohatší společenstvo, tvořené nejčastěji 4–7 druhy cévnatých rostlin na ploše 4–25 m^2. Monodominantní porosty jsou vzácné.

*Zpracovali K. Šumberová & R. Hrivnák

Stanoviště. U nás byla tato vegetace zjištěna v extenzivně obhospodařovaných rybnících a napájecích strouhách, možný je i výskyt v pískovnách a lesních tůňkách, odkud existují nálezy druhu *Potamogeton acutifolius*. Ze zahraničí je výskyt společenstva udáván ze stojatých i pomalu tekoucích vod, vedle již uvedených biotopů i v mrtvých říčních ramenech, menších umělých vodních nádržích a odvodňovacích kanálech (Podbielkowski 1967, Tomaszewicz 1979, Nowak et al. 2007, Hrivnák 2009a). Stanoviště jsou plně osluněná až polostinná. Společenstvo se může vyskytovat v mezotrofních i eutrofních, zpravidla vápníkem bohatších vodách o hloubce do 1 m (Podbielkowski 1967, Tomaszewicz 1979, Doll 1991b, Rydlo 2005a, 2006a, Nowak et al. 2007, Hrivnák 2009a). Zjištěné pH vody na lokalitách v zahraničí se pohybovalo v rozmezí 6,5–9,0 (Doll 1991b, Podbielkowski 1967, Nowak et al. 2007, Hrivnák 2009a). Důležitá je dobrá průhlednost vody, která nezřídka dosahuje až kolem 1 m (Podbielkowski 1967, Hrivnák 2009a). Substrát dna může být různý, od písčitého po jílovitý, někdy na povrchu s nerozloženým dřevitým opadem. Vrstva organického bahna je zpravidla tenká nebo chybí. *Potamogeton acutifolius* je druh s vazbou na oblasti se subatlantským klimatem (Krausch 1985, Hultén & Fries 1986) a směrem na jih a východ jeho lokalit ubývá. Asociace *Potametum acutifolii* na našem území preferuje mírně teplé a vlhké oblasti; zde je vázána na minerálně bohatší substráty. V teplejších a sušších oblastech je vzácnější a její výskyt je zde vázán především na lesní mokřady, často s minerálně chudým písčitým dnem.

Dynamika a management. Společenstvo se často objevuje jako pionýrská vegetace v nedávno vzniklých nebo obnovených mokřadech, po odbahnění rybníků apod. Zpravidla jde o maloplošné porosty, které nemají tendenci expanzivně se rozrůstat. Při změně podmínek, např. pokračující sedimentaci, eutrofizaci, zakalení vody nebo sukcesi konkurenčně silnějších makrofytů, *Potametum acutifolii* rychle mizí. Podobně jako u společenstev ostatních úzkolistých rdestů je jeho obnova na lokalitách dřívějšího výskytu možná ze semenné banky. To se běžně stává zejména v plůdkových rybnících, které bývají před nasazením rybího plůdku krátce letněny. Semena druhu *Potamogeton acutifolius* mohou klíčit v různých podmínkách, narušením



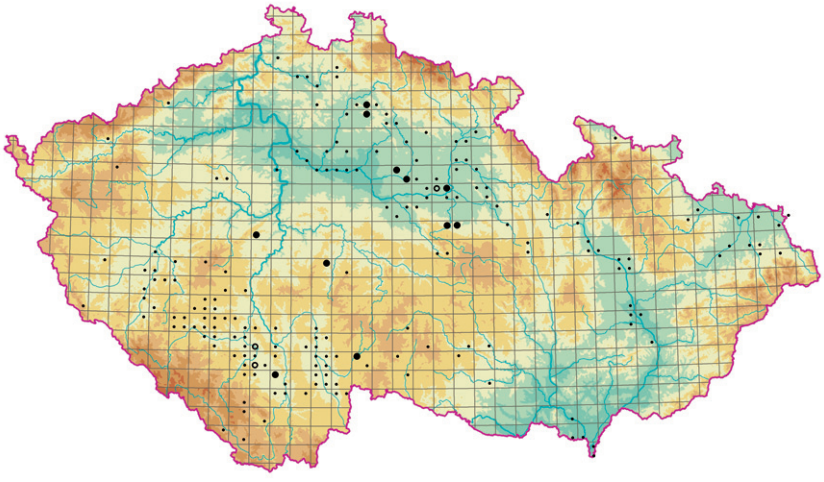
Obr. 96. *Potametum acutifolii.* Porost rdestu ostrolistého (*Potamogeton acutifolius*) v rybníce u Mokrovrat na Dobříšsku. (J. Rydlo jun. 2005.)

Fig. 96. A stand of *Potamogeton acutifolius* in a fishpond near Mokrovraty, Příbram district, central Bohemia.

tvrdého osemení se však pravděpodobnost klíčení zvětšuje (Hay et al. 2008). V neporušeném stavu jsou zřejmě schopna přežívat v semenné bance na dně nádrží dlouhou dobu. Rovněž je u nich pravděpodobný přenos v trávicím traktu ptáků a ryb, což přispívá k šíření na nové lokality. V době od zakládání rybníků až po intenzifikaci rybničního hospodaření ve druhé polovině 20. století bylo u nás toto společenstvo pravděpodobně častější a jeho výskyt na jednotlivých lokalitách mohl mít trvalejší charakter. Hejný (1985) považuje za příčiny ústupu druhu *P. acutifolius* z rybníků velké dávky hnojiv a ponechávání rybníků bez vody přes zimu, při němž zřejmě dochází k vymrznutí turionů. Ústup druhu a jeho společenstva byl však zaznamenán i v dalších evropských zemích, včetně oblastí s oceánickým klimatem, kde má *P. acutifolius* svoje optimum (Wiegleb et al. 1991, Sand-Jensen et al. 2000, Riis & Sand-Jensen 2001).

Rozšíření. *Potamogeton acutifolius* je rozšířen hlavně v temperátních oblastech Evropy. Na sever zasahuje po jižní Skandinávii, na jih do severní Itálie a severní poloviny Balkánského poloostrova (Hultén & Fries 1986). Asociace *Potametum acutifolii* byla zatím pod různými jmény doložena z Francie (Schäfer-Guignier 1994), Německa (Doll 1991b, Pott 1995, Rennwald 2000, Schubert et al. 2001a, Hilbig in Schubert et al. 2001b: 225–238, Berg et al. in Berg et al. 2004: 102–113), Slovenska (Hrivnák 2009a), Polska (Tomaszewicz 1979, Matuszkiewicz 2007, Nowak et al. 2007) a Litvy (Korotkov et al. 1991). Pravděpodobný je i výskyt v dalších zemích, kde toto společenstvo zřejmě dosud nebylo rozlišováno. V České republice bylo *Potametum acutifolii* zatím doloženo jen z Dobříšska (Rydlo 2006a), Českobudějovické pánve (Hejný 1959, Vydrová et al. 2009, Hejný, nepubl.), Jindřichohradecka (Boublík, nepubl.), z Českého ráje (Černohous & Husák 1986, Rydlo, nepubl.), Nymburska (Rydlo 2005a, Rydlo, nepubl.), Pardubicka (Černohous & Husák 1986, Šumberová, nepubl.) a Chrudimska (Černohous & Husák 1986). Nálezy této vegetace lze očekávat i v dalších oblastech s výskytem druhu *Potamogeton acutifolius*, který byl doložen v nížinách a pahorkatinách na většině území České republiky. Výskyt tohoto druhu, a tím i příslušné asociace, má však často přechodný charakter (Kaplan 2001b, Kaplan in Štěpánková et al. 2010: 329–384).

Hospodářský význam a ohrožení. Tato vegetace je významná pro ochranu biodiverzity mokřadů. V rybnících mohou porosty *Potamogeton acutifoli-*



Obr. 97. Rozšíření asociace VBB22 *Potametum acutifolii*; existující fytocenologické snímky dávají dosti neúplný obraz skutečného rozšíření této asociace, proto jsou malými tečkami označena místa s výskytem diagnostického druhu *Potamogeton acutifolius* podle floristických databází.

Fig. 97. Distribution of the association VBB22 *Potametum acutifolii*; available relevés provide an incomplete picture of the actual distribution of this association, therefore the sites with occurrence of its diagnostic species, *Potamogeton acutifolius*, according to floristic databases, are indicated by small dots.

us poskytovat úkryt rybímu plůdku. *Potamogeton acutifolius* je v České republice hodnocen jako silně ohrožený druh (Holub & Procházka 2000). Ohrožuje jej silná eutrofizace vod, zanášení nádrží organickými sedimenty a změny v hospodaření na existujících lokalitách.

■ **Summary.** This association is dominated by *Potamogeton acutifolius*, a submerged narrow-leaved species, which is in places accompanied by other narrow-leaved *Potamogeton* species or other aquatic macrophytes. It occurs in mesotrophic to eutrophic, often calcium-rich, clear water at depths up to 1 m, including less intensively managed fishponds, channels, flooded sand pits and sylvan pools. In the Czech Republic it is a rare association, which has been recorded at a few sites in lowland and colline landscapes.

VBB23
Potametum friesii Tomaszewicz ex Šumberová in Chytrý 2011 ass. nova
Vodní vegetace s rdestem hrotitým

Tabulka 4, sloupec 23 (str. 147)

Nomenklatorický typ: (Tomaszewicz 1979: 115), tab. 43, snímek 4 (holotypus hoc loco designatus)
Syn.: *Potametum friesii* Iversen 1929 (fantom), *Potametum mucronati* Miljan 1933 (§ 2b, nomen nudum), *Potametum mucronati* Sauer 1937 (fantom), *Potametum perfoliati potametosum mucronati* Sauer 1937, *Potametum mucronati* Tomaszewicz 1979 (§ 5)

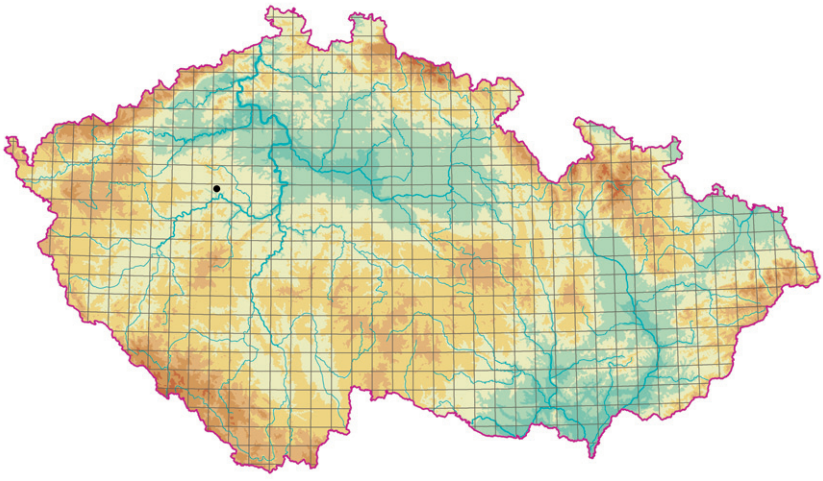
Diagnostické druhy: ***Potamogeton friesii***
Konstantní druhy: ***Lemna minor***, ***Potamogeton friesii***, ***P. pusillus* agg.**
Dominantní druhy: ***Potamogeton friesii***

Formální definice: *Potamogeton friesii* pokr. > 25 %

Struktura a druhové složení. Strukturu společenstva určuje ponořený úzkolistý rdest hrotitý (*Potamogeton friesii*). Porosty jsou druhově velmi chudé, nezřídka jde o monocenózy. V jediném u nás zaznamenaném fytocenologickém snímku se na ploše 25 m^2 vyskytovaly čtyři druhy cévnatých rostlin, kromě dominantního druhu např. *Lemna minor*.

Stanoviště. *Potamogeton friesii* se u nás v minulosti vzácně vyskytoval v rybnících, tůních a v přehradní nádrži Rozkoš (Kaplan 2002c, Kaplan in Štěpánková et al. 2010: 329–384). Jediný fytocenologický snímek pochází z malého lesního rybníčku na Křivoklátsku (Rydlo in Kolbek et al. 1999: 35–111). Společenstvo zde bylo zaznamenáno v době, kdy byl rybníček z větší části vypuštěn a pouze malá část bahnitého dna byla mělce zaplavena do hloubky 10 cm (Rydlo in Kolbek et al. 1999: 35–111). Podrobnější údaje o stanovišti, např. o trofii vody, však chybějí. Kaplan (in Štěpánková et al. 2010: 329–384) uvádí druh *P. friesii* z mezotrofních vod. V zahraničí se tato vegetace vyskytuje hlavně v mezotrofních, někdy až eutrofních jezerech s písčitým nebo bahnitým dnem a neutrální až alkalickou vodou bohatou vápníkem (Tomaszewicz 1979, Doll 1991b, Hilbig in Schubert et al. 2001b: 225–235, Matuszkiewicz 2007). Výskyt druhu *P. friesii* je znám i z toků (Trémolières et al. 1994, Sand-Jensen et al. 2000).

Dynamika a management. Jde o vegetaci konkurenčně slabého druhu, vázanou na počáteční stadia sukcese. V chladných a živinami chudých vodách však může existovat dlouhodobě. Z Evropy i Severní Ameriky je doložen ústup druhu *Potamogeton friesii* v důsledku eutrofizace (Sand-Jensen et al. 2000, Riis & Sand-Jensen 2001, Egertson et al. 2004). V jezerech původně velmi chudých živinami se však vlivem eutrofizace naopak šíří (Sinkevičiene 2007). Druh tedy zřejmě snáší vodu bohatou živinami, avšak nedokáže zvětšit svoji biomasu natolik, aby byl schopen účinně konkurovat rychleji rostoucím druhům. S postupující eutrofizací a sukcesí hlavně v teplejších vodách rychle ustupuje konkurenčně silnějším vodním makrofytům a zeleným vláknitým řasám. Například na přehradní nádrži Rozkoš u České Skalice, dokončené v letech 1973–1974, byl *P. friesii* doložen v letech 1977–1988 a poté vymizel (Krahulec et al. 1980, Krahulec 1989, Kaplan in Štěpánková et al. 2010: 329–384). Management této vegetace by měl směřovat k omezení přísunu živin na stanoviště a zejména k potlačení konkurenčně silnějších vodních makrofytů. Důležité je rovněž zachování dobré průhlednosti vody a hydrologického režimu stanoviště. Například omezení přítoku v suchých letech



Obr. 98. Rozšíření asociace VBB23 *Potametum friesii.*
Fig. 98. Distribution of the association VBB23 *Potametum friesii.*

může vedle zvýšení koncentrace živin v nádrži vést i k většímu prohřívání vody, a tím opět výraznější podpoře rychle rostoucích makrofytů. Zajistit vhodné podmínky pro přežití tohoto společenstva u nás však může být obtížné i nákladné a vždy je nutno počítat s jeho opětovným vymizením. Náhlé objevení společenstva na nové lokalitě může souviset se zanesením diaspor vodními ptáky (Krahulec et al. 1980).

Rozšíření. Dominantní druh této asociace, *Potamogeton friesii*, má cirkumpolární rozšíření. Souvisle se vyskytuje v severních částech Evropy a Severní Ameriky a v některých oblastech Asie (Meusel et al. 1965, Hultén & Fries 1986, Kaplan in Štěpánková et al. 2010: 329–384); zde lze s velkou pravděpodobností očekávat i výskyt asociace *Potametum friesii*. Trvalé výskyty společenstva ve střední Evropě jsou většinou vázány na horská jezera (např. Ferrez et al. 2009) a jsou reliktního charakteru. *Potametum friesii* bylo zatím doloženo z Francie (Ferrez et al. 2009), Německa (Doll 1991b, Rennwald 2000, Schubert et al. 2001a, Hilbig in Schubert et al. 2001b: 225–238, Berg et al. in Berg et al. 2004: 102–113), Polska (Tomaszewicz 1979, Matuszkiewicz 2007), Litvy (Korotkov et al. 1991, Balevičienė & Balevičius 2006) a Estonska (Miljan 1933). Mimo Evropu existují záznamy ze západní Sibiře (Kiprijanova 2000). Naše lokality se nacházely při jižní hranici rozšíření společenstva. Jediný fytocenologický snímek z České republiky byl zaznamenán v roce 1989 v rybníčku v bažantnici Amálie poblíž Lužné na Rakovnicku (Rydlo in Kolbek et al. 1999: 35–111). Rydlo (in Kolbek et al. 1999: 35–111) uvádí, že počátkem devadesátých let lokalitu navštívil ještě jednou, ale nezaznamenal žádné vodní makrofyty. Druh *Potamogeton friesii* byl v sedmdesátých až osmdesátých letech pozorován ještě na přehradní nádrži Rozkoš u České Skalice v severovýchodních Čechách (Krahulec et al. 1980, Krahulec 1989). V současnosti u nás není známa žádná lokalita této asociace a druh *P. friesii* je u nás nezvěstný (Holub & Procházka 2000, Kaplan in Štěpánková et al. 2010: 329–384). Opětovný výskyt této vegetace na vhodných stanovištích v České republice není však zcela vyloučen.

Hospodářský význam a ohrožení. Vzhledem ke své vzácnosti nemělo u nás *Potametum friesii* hospodářský význam. Je citlivým indikátorem změn prostředí a v kontextu středoevropské vegetace reliktním prvkem. Pokud by se na našem území opět objevilo, zasluhovalo by pozornost.

■ **Summary.** This species-poor association is dominated by *Potamogeton friesii*, a submerged macrophyte. In the Czech Republic it was historically recorded at a few sites in mesotrophic fishponds, pools and in a water reservoir. Currently this species and association is probably extinct in this country.

Svaz VBC
Batrachion fluitantis
Neuhäusl 1959
Vegetace makrofytů tekoucích vod

Orig. (Neuhäusl 1959): *Batrachion fluitantis* All. nova
Syn.: *Callitricho-Batrachion* den Hartog et Segal 1964 p. p.

Diagnostické druhy: *Batrachium aquatile* s. l. (*B. peltatum*), ***B. fluitans***, *B. penicillatum*, ***Callitriche hamulata***, *Fontinalis antipyretica*, *Myriophyllum alterniflorum*, *Rhynchostegium riparioides*
Konstantní druhy: *Batrachium fluitans*

Svaz *Batrachion fluitantis* zahrnuje společenstva hvězdošů (*Callitriche*), lakušníků (*Batrachium*) a jiných, převážně ponořených vodních makrofytů s optimem výskytu v rychleji proudících vodách. Jednotlivé druhy tohoto svazu mají různé adaptace na stanoviště s rychle proudící vodou a často i kolísající vodní hladinou a omezeným množstvím živin. Jejich kořeny a oddenky umožňují pevné ukotvení v substrátu dna. Stonky jsou pružné a nelámavé a listy členěné v jemné úkrojky nebo jednoduché, podlouhlé či čárkovité, aby kladly co nejmenší odpor vodě. Některé druhy vytvářejí i listy plovoucí na hladině. Většina druhů rostoucích v této vegetaci kvete pod vodou, některé na úrovni vodní hladiny nebo těsně nad ní. Voda se tak podílí i na opylení rostlin a následném šíření semen a plodů. Velmi často se vodou šíří rovněž vegetativní diaspory, jimiž mohou být i celé rostliny nebo jejich trsy, které se uvolňují ze dna vlivem povodní nebo člověka (např. narušování dna při vodních sportech).

Společenstva svazu *Batrachion fluitantis* se u nás vyskytují hlavně v horních a středních tocích řek, ve větších potocích, ale i v čistých stojatých vodách, např. v pstruhových rybníčcích a říčních ramenech. Mimo naše území jsou některá z těchto společenstev uváděna rovněž z jezer (Szańkowski & Kłosowski 2006). Zrnitost substrátu dna do jisté míry diferencuje jednotlivá společenstva: zatímco porosty lakušníků *Batrachium fluitans* a *B. penicillatum* se vyskytují zpravidla v tocích s kamenitým nebo hrubě štěrkovitým dnem, společenstva druhů *Myriophyllum alterniflorum* a *Callitriche hamulata* upřednostňují místa s jemnozrnnějšími substráty.

Diagnostické druhy svazu *Batrachion fluitantis* jsou konkurenčně slabé a jejich porosty mohou dlouhodobě přetrvávat pouze na stanovištích, která nevyhovují běžnějším druhům vodních makrofytů kvůli silnému proudění, nízké teplotě vody nebo nedostatku živin. Vlivem eutrofizace, oteplování vod (např. v sídlech nebo pod elektrárnami) a regulací toků do porostů pronikají běžnější druhy vodních cévnatých rostlin (např. *Myriophyllum spicatum* a *Potamogeton pectinatus*) a zelené vláknité řasy. Jejich konkurence může postupně vytlačit druhy svazu *Batrachion fluitantis*. Pro udržení společenstev tohoto svazu v krajině je proto důležité zachovat přirozený ráz toků a omezit jejich znečišťování a oteplování.

Vegetace svazu *Batrachion fluitantis* je hojná v tocích západní, severozápadní a střední Evropy. Směrem k jihu a východu se diverzita této vegetace zmenšuje, zejména kvůli vyšším teplotám a většímu obsahu živin ve vodě. Například v jihovýchodní Evropě jsou společenstva svazu *Batrachion fluitantis* nahrazena některými společenstvy svazu *Potamion*, která se ve střední Evropě vyskytují spíše ve vodách stojatých. V České republice se tato vegetace vyskytuje zejména v chladnějších pahorkatinách až podhorském stupni, a to zejména v Českém masivu. Některá společenstva zasahují i do teplejších pahorkatin a nížin, zejména na tocích pod přehradami a jezy. V Karpatech je tato vegetace vzácná, zřejmě kvůli splavování jemnozrnných sedimentů z relativně měkkých flyšových hornin, které ve výše položených úsecích řek zhoršují průhlednost vody.

V dosavadním přehledu vegetace České republiky zahrnoval svaz *Batrachion fluitantis* čtyři asociace (Hejný in Moravec et al. 1995: 27–34), z nichž přebíráme pouze tři, a to *Batrachietum fluitantis* (= *Ranunculetum fluitantis*), *Myriophylletum alterniflori* a *Batrachio-Callitrichetum hamulatae* (= *Callitricho hamulatae-Ranunculetum fluitantis*). První asociace zahrnuje vedle porostů s dominancí druhu *Batrachium fluitans* také porosty ekologicky příbuzného druhu *Batrachium penicillatum*. Do asociace *Callitricho hamulatae-Ranunculetum fluitantis* řadíme v tomto zpracování porosty s dominantní *Callitriche hamulata*, v nichž se *Batrachium fluitans* ani *B. penicillatum* zpravidla nevyskytují. K asociaci *Sparganio emersi-Potametum pectinati* Hilbig et Reichhoff 1971, uváděné v České republice ze znečištěných toků nížin a pahorkatin (Hejný in Moravec et al. 1995: 27–34), nejsou k dispozici

žádné fytocenologické snímky, pravděpodobně by k ní však byly přiřaditelné porosty s velkou pokryvností *Potamogeton pectinatus* a *Sparganium emersum* v mírně tekoucích vodách. Domníváme se, že takovéto porosty jsou hodnotitelné buď v rámci asociace *Sagittario sagittifoliae-Sparganietum emersi* (svaz *Eleocharito palustris-Sagittarion sagittifoliae*), anebo jsou přechodem mezi touto asociací a asociací *Potametum pectinati* (svaz *Potamion*). Asociaci *Sparganio emersi-Potametum pectinati* proto v tomto přehledu nerozlišujeme.

Vedle zde uvedených společenstev mohou v rychleji proudící vodě růst i porosty dalších vodních makrofytů, zde řazené převážně do svazu *Potamion*. Do svazu *Batrachion fluitantis* řadíme pouze společenstva, která jsou u nás výhradně nebo převážně vázána na toky. Společenstva, která se častěji vyskytují i ve stojatých vodách (např. *Potamo pectinati-Myriophylletum spicati* a *Potametum denso-nodosi*), do tohoto svazu nezahrnujeme. U vzácně se vyskytujících společenstev (např. *Groenlandietum densae* a *Potametum praelongi*) se opíráme i o informace o stanovištní vazbě ze zahraniční literatury. V mnoha zahraničních přehledech (např. Pott 1995, Oťaheľová in Valachovič et al. 1995: 151–179, Rennwald 2000, Hilbig in Schubert et al. 2001b: 225–238) je náplň svazu *Batrachion fluitantis* poněkud širší, avšak neustálená. Kvůli této neustálenosti a také proto, že ani jedna z existujících koncepcí není dobře aplikovatelná na naše podmínky, používáme vlastní užší vymezení svazu.

Společenstvům svazu *Batrachion fluitantis* je svou stanovištní ekologií příbuzná asociace *Fontinalietum antipyreticae* Kaiser 1926 (nomen nudum) ze třídy *Platyhypnidio-Fontinalietea* Philippi 1956, která se vyznačuje dominancí vodního mechu *Fontinalis antipyretica*. Ten často vytváří monodominantní porosty bez účasti cévnatých rostlin. Asociace *Fontinalietum antipyreticae* je z našeho území doložena větším počtem fytocenologických snímků (např. Husák & Rydlo 1992, Pivoňková & Rydlo 1992, Rydlo & Vydrová 2000, Bufková & Rydlo 2008), přičemž rozšíření asociace v ČR více méně odpovídá rozšíření společenstev svazu *Batrachion fluitantis*. Zejména to platí pro asociaci *Ranunculetum fluitantis*, v jejíchž porostech se *Fontinalis antipyretica* vyskytuje a může zde dosahovat velké pokryvnosti. Proto porosty *F. antipyretica* považujeme za vývojové stadium asociace *Ranunculetum fluitantis*, případně i dalších společenstev svazu *Batrachion fluitantis*, a v přehledu syntaxonů je samostatně neuvádíme. Podobné řešení přijali i někteří zahraniční autoři, kteří *Fontinalis antipyretica* považují za diagnostický druh svazu *Batrachion fluitantis* (např. Oťaheľová in Valachovič et al. 1995: 151–179, Hilbig in Schubert et al. 2001b: 225–238).

■ **Summary.** The alliance *Batrachion fluitantis* includes vegetation dominated by different species of *Batrachium* (*Ranunculus* subgen. *Batrachium*), *Callitriche*, and other submerged aquatic macrophytes adapted to fast running water, usually with fluctuating water table and restricted availability of nutrients. These species have roots or rhizomes firmly anchored in the bottom, elastic and firm stems, and leaves with blades divided into long narrow parts. Some species also have leaves floating on the water surface. Besides generative reproduction, the species often spread through vegetative fragments. This vegetation occurs mainly in the upper and middle sections of rivers or in larger brooks, but also in some clean still water bodies. It is typical of north-western to central Europe, while in south-eastern Europe it is less diverse or absent due to higher temperatures and better nutrient status of streams.

VBC01 *Ranunculetum fluitantis* Imchenetzky 1926

Vegetace středních toků řek s lakušníkem vzplývavým

Tabulka 5, sloupec 1 (str. 222)

Orig. (Imchenetzky 1926): Association à *Ranunculus fluitans* (*Ranunculus fluitans* = *Batrachium fluitans*)

Syn.: *Ranunculetum fluitantis* Allorge 1921 (§ 2b, nomen nudum), *Sparganio emersi-Ranunculetum fluitantis* Jouanne 1927

Diagnostické druhy: ***Batrachium fluitans***, *B. penicillatum*, *Fontinalis antipyretica*, *Rhynchostegium riparioides*

Konstantní druhy: ***Batrachium fluitans***

Dominantní druhy: ***Batrachium fluitans***, ***B. penicillatum***

Formální definice: *Batrachium fluitans* pokr. > 25 % OR *Batrachium penicillatum* pokr. > 25 %

Struktura a druhové složení. Jde o druhově chudou, často jednodruhovou vegetaci s dominantním lakušníkem vzplývavým (*Batrachium fluitans*), vzácněji lakušníkem štětičkovým (*B. penicillatum*). Někdy se vyskytují další druhy tekoucích vod, např. *Callitriche hamulata*, nebo makrofyty s širší ekologickou amplitudou, jako je *Myriophyllum spicatum*. Strukturu porostů určují dominantní lakušníky, které v proudící vodě vytvářejí trsy dlouhých stonků s ponořenými listy bohatě členěnými v úkrojky, jež jsou souběžně uspořádány ve směru proudu. *Batrachium penicillatum* může mít kromě toho i na hladině plovoucí lupenité listy. Porosty sterilních rostlin jsou většinou živě zelené až žlutozelené a zdálky mohou být zaměněny s vegetací jiných ponořených vodních makrofytů. Nejčastěji v květnu až červnu se nad hladinou ve velkém počtu objevují bílé květy lakušníků, díky nimž je společenstvo již zdálky velmi nápadné a v rychle proudících vodách prakticky nezaměnitelné. U porostů *B. penicillatum* v klidnějších úsecích toků jsou však možné záměny s porosty asociace *Ranunculetum aquatilis* (svaz *Ranunculion aquatilis*). Ve fytocenologických snímcích této asociace byly zpravidla zaznamenány 1–2 druhy cévnatých rostlin na ploše 16–25 m^2. V některých porostech bylo vyvinuto i mechové patro, tvořené specializovanými mechy tekoucích vod, hlavně *Fontinalis antipyretica*, vzácněji *Rhynchostegium riparioides*.

Stanoviště. Tato vegetace je známa pouze z tekoucích vod, a to jak z přirozených toků (zejména horních a středních toků řek a větších potoků), tak i z uměle vybudovaných kanálů a mlýnských náhonů. Jde o společenstvo typické pro chladnější a čisté, živinami chudé vody s rychlým prouděním. Oba dominantní druhy, zejména *Batrachium fluitans*, však dobře snášejí i větší trofii vody a znečištění odpadními vodami (Husák et al. in Hejný et al. 1988: 446–456). Důležité je přitom zachování dobré průhlednosti vody a plné oslunění stanoviště. Podobné zkušenosti uvádějí i některé zahraniční práce, avšak názory na citlivost obou druhů ke znečištění se různí (Schratt in Grabherr & Mucina 1993: 55–78, Dawson & Szoszkiewicz 1999, Hilbig in Schubert et al. 2001b: 225–238, Matuszkiewicz 2007). Na

Obr. 99. *Ranunculetum fluitantis*. Porosty lakušníku vzplývavého (*Batrachium fluitans*) v řece Jihlavě u Senorad na Třebíčsku. (E. Hettenbergerová 2008.)

Fig. 99. Stands of *Batrachium fluitans* in the Jihlava river near Senorady, Třebíč district, Bohemian-Moravian Uplands.

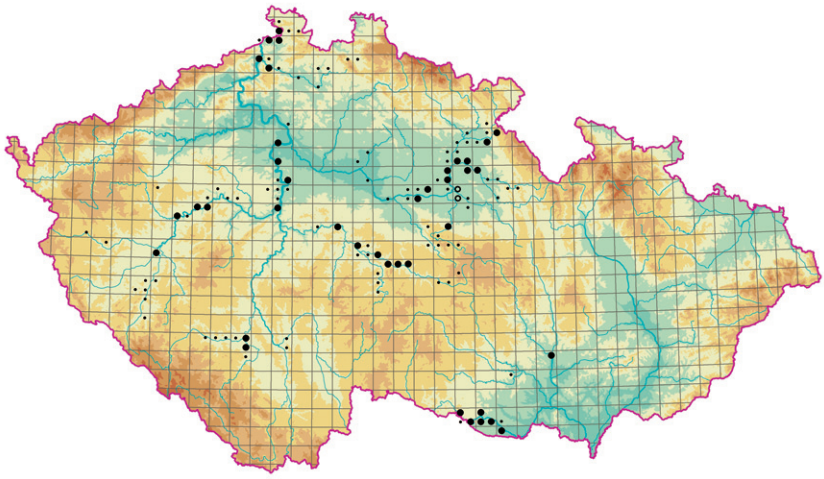
zahraničních lokalitách se pH vody pohybovalo mezi 7,5–8,0 (Géhu 1961, Dawson & Szoszkiewicz 1999). Rodwell (1995) uvádí pro porosty s dominantním *B. penicillatum* vazbu na vody bohaté bazickými ionty, zatímco porosty *B. fluitans* se podle něj vyskytují ve vodách s menším obsahem bazí. Hloubka vody se pohybuje nejčastěji v rozsahu 10–60 cm, společenstvo však může běžně zasahovat i do hloubek přes 1 m. *Ranunculetum fluitantis* osídluje především úseky toků s kamenitým nebo štěrkovitým dnem v pahorkatinách. Vzácněji se vyskytuje i v nížinných tocích s písčitým nebo bahnitým dnem; z takových podmínek je častěji uváděno ze zahraničí (např. Hilbig in Schubert et al. 2001b: 225–238, Matuszkiewicz 2007).

Dynamika a management. Tato vegetace je na stanovišti dlouhodobě stabilní a nevyžaduje žádný management. Kamenitý substrát dna a silné proudění představují pro většinu vodních makrofytů extrémní podmínky. Proto tato asociace neustupuje ani při obohacení prostředí o živiny, tedy za situace, kdy se na většině jiných mokřadních stanovišť šíří konkurenčně silnější a na živiny náročnější druhy. V eutrofních vodách mohou být trsy lakušníků v létě obaleny vláknitými řasami, není však známo, nakolik mohou tyto nárůsty ovlivňovat jejich vitalitu. K výrazné změně vegetace dochází při úpravách vodních toků, které zpomalují proudění a podporují ukládání jemnozrnného sedimentu. K tomu dochází například v úsecích nad přehradními nádržemi. Tato stanoviště při dobré průhlednosti vody a velkém obsahu živin rychle obsazují běžnější druhy vodních makrofytů, např. *Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum spicatum* a *Potamogeton pectinatus*. Naopak pod přehradami, jezy a přepady mohou vzniknout podmínky vhodné pro výskyt tohoto společenstva nově i tam, kde dříve nebyly. Z Francie je uváděna invaze neofytu *Elodea nuttallii* do porostů asociace *Ranunculetum fluitantis*, negativní vliv tohoto druhu na druhovou bohatost původní makrofytní vegetace se však nepotvrdil (Greulich & Trémolières 2006).

Rozšíření. Asociace *Ranunculetum fluitantis* je rozšířena ve většině zemí střední a západní Evropy,

Obr. 100. *Ranunculetum fluitantis*. Porost lakušníku štětičkového (*Batrachium penicillatum*) v řece Odravě u obce Odrava na Chebsku. (A. Vydrová 2008.)

Fig. 100. A stand of *Batrachium penicillatum* in the Odrava river near Odrava village, Cheb district, western Bohemia.



Obr. 101. Rozšíření asociace VBC01 *Ranunculetum fluitantis*; malými tečkami jsou označena místa s výskytem diagnostického druhu *Batrachium fluitans* podle floristických databází.
Fig. 101. Distribution of the association VBC01 *Ranunculetum fluitantis*; small dots indicate occurrences of its diagnostic species, *Batrachium fluitans*, according to floristic databases.

vzácně zasahuje i do severní a východní Evropy. Mimo Evropu se zřejmě nevyskytuje, neboť nejsou známy ani údaje o výskytu druhů *Batrachium fluitans* a *B. penicillatum* (Hultén & Fries 1986). Je uváděna z Velké Británie (Rodwell 1995), Pyrenejského poloostrova (Izco et al. 2000, Rivas-Martínez et al. 2001), Francie (Géhu 1961, Ferrez et al. 2009), Nizozemska (Schipper et al. in Schaminée et al. 1995: 65–108), Dánska (Dierßen 1996, Lawesson 2004), Německa (Müller in Oberdorfer 1998: 89–99, Rennwald 2000, Schubert et al. 2001a, Hilbig in Schubert et al. 2001b: 225–238), Rakouska (Schratt in Grabherr & Mucina 1993: 55–78), Maďarska (Borhidi 2003), Polska (Matuszkiewicz 2007) a Ukrajiny (Dubyna 2006). Pravděpodobný, ale dosud ne s jistotou potvrzený je i výskyt na Slovensku (Hrivnák et al. 2004b). V České republice bylo toto společenstvo nejčastěji zaznamenáno ve středních Čechách, a to ve Vltavě v okolí Prahy a Mělníka (Rydlo 1989, 2000c), Berounce na Křivoklátsku (Rydlo 1986b, Rydlo in Kolbek et al. 1999: 35–111) a Sázavě (Rydlo 1993a), dále ve východních Čechách v dolním toku Orlice na Královéhradecku (Rydlo 1995a, Rydlo jun. 2008), v Metuji na Náchodsku (Rydlo 2001), Loučné (Černohous & Husák 1986) a Opatovickém kanálu (Rydlo 1999c) na Pardubicku, na Moravě pak v Dyji na Znojemsku (Rydlo 1995b, Rydlo, nepubl.). Mimo uvedené oblasti s hojnějším výskytem společenstva jsou k dispozici údaje z řeky Ploučnice (Rydlo, nepubl.) a říček Křinice (Rydlo 1995d) a Kamenice (Rydlo, nepubl.) na Děčínsku, z řeky Úhlavy v Plzni (Rydlo, nepubl.), Otavy (Rydlo 1994a) a Blanice (Rydlo, nepubl.) na Písecku, Chrudimky v Železných horách (Černohous & Husák 1986), Staré Dyje na Znojemsku (Rydlo, nepubl.) a Svratky v Brně (Šumberová, nepubl.). Dále bylo společenstvo pozorováno například v Divoké Orlici (Kaplan, nepubl.), tento výskyt však není doložen fytocenologickým snímkem. Možný je i výskyt v Ohři na Chebsku a Sokolovsku, kde se však druhy říčních lakušníků dosud nepodařilo s jistotou určit (Pivoňková & Rydlo 1992).

Variabilita. V rámci asociace lze rozeznat dvě varianty, které se liší dominantním druhem:

Varianta *Batrachium fluitans* (VBC01a) zahrnuje porosty s dominantním druhem *B. fluitans*, který je zároveň jediným diagnostickým druhem varianty. *Batrachium penicillatum* v této vegetaci schází nebo má jen velmi malou pokryvnost. Tato varianta zahrnuje i druhově bohatší porosty a vyskytuje se i v člověkem více ovlivněných tocích ve městech. V České republice je tato varianta častější.

Varianta *Batrachium penicillatum* (VBC01b) je vymezena dominantním a současně diagnos-

tickým druhem *B. penicillatum*. Druh *B. fluitans* se v této vegetaci vyskytuje jen s velmi malou pokryvností nebo chybí. Tato varianta zahrnuje extrémně druhově chudé porosty, které byly v České republice doloženy pouze z horního toku Sázavy (Rydlo 1993a) a jediným snímkem z toku Chrudimky (Černohous & Husák 1986). Varianta odpovídá asociaci *Callitricho-Ranunculetum penicillati* Dethioux et Noirfalise 1985.

Hospodářský význam a ohrožení. Tato vegetace nemá přímé hospodářské využití, její ochrana je však významná pro uchování přirozeného charakteru a biodiverzity na horních a středních tocích řek. Je důležitým prostředím pro výskyt a rozmnožování vodních živočichů, zejména bezobratlých a ryb. Přispívá i k samočistící schopnosti toků (Husák et al. in Hejný et al. 1988: 446–456). Společenstvo je ohroženo technickými úpravami vodních toků, silným znečištěním vod a potenciálně i příliš intenzivním rekreačním využitím některých říčních úseků.

Syntaxonomická poznámka. Porosty s převahou *Batrachium penicillatum* někteří autoři (např. Passarge 1992, Rennwald 2000) oddělují do samostatné asociace *Callitricho-Ranunculetum penicillati* Dethioux et Noirfalise 1985. O ekologii tohoto společenstva je však známo velmi málo, protože ve většině fytocenologických prací není od asociace *Ranunculetum fluitantis* rozlišováno buď vůbec, anebo jsou obě společenstva vymezena spíše na základě trofie prostředí než striktně podle dominant (např. Hilbig in Schubert et al. 2001b: 225–238). V některých oblastech Evropy je diferenciace mezi společenstvy s dominantním *Batrachium penicillatum* a *B. fluitans* dosti zřetelná a projevuje se i v celkovém floristickém složení (např. Rodwell 1995). Zejména častá je přítomnost druhu *B. peltatum* ve společenstvech morfologicky podobného a zřejmě i fylogeneticky příbuzného *B. penicillatum* (Wiegleb & Herr 1985, Mony et al. 2006). Ve fytocenologických snímcích svazu *Batrachion fluitantis* z České republiky však podobná floristická ani ekologická diferenciace není příliš výrazná. Porosty druhu *Batrachium penicillatum* vykazují sice vazbu převážně na horní tok Sázavy, důvod však není zřejmý. Navíc ze Sázavy existují i fytocenologické snímky se společným výskytem druhů *B. fluitans* a *B. penicillatum*. Proto se přikláníme ke koncepci jediné asociace, přičemž porosty s různými dominantami hodnotíme na úrovni variant. Naproti tomu porosty s dominantním *B. peltatum* do této asociace ani do svazu *Batrachion fluitantis* nezahrnujeme, neboť se běžně vyskytují i ve stojatých vodách. Jelikož některé populace lakušníků v tekoucích vodách České republiky nebylo dosud možné jednoznačně přiřadit k žádnému z uvedených druhů (Husák et al. in Hejný et al. 1988: 446–456, Pivoňková & Rydlo 1992), bude zřejmě možné syntaxonomii této vegetace uspokojivě dořešit až podle výsledků budoucích taxonomických studií.

■ **Summary.** This species-poor vegetation type is dominated by *Batrachium fluitans*, or less frequently by *B. penicillatum*. Both species form tussocks of long stems with submerged leaves in running water. Some other species of running water may also occur, such as the aquatic moss *Fontinalis antipyretica*. They occur in the upper and middle reaches of streams, including some artificial channels, with fast-running, cool, clear and nutrient-poor water 10–60(–100) cm deep. The habitats are well insolated and have stony or gravelly bottoms. This vegetation type has scattered occurrences especially at the middle altitudes of the Bohemian Massif.

VBC02 *Myriophylletum alterniflori* Chouard 1924

Vegetace horských toků se stolístkem střídavokvětým

Tabulka 5, sloupec 2 (str. 222)

Orig. (Chouard 1924): Association a *Myriophyllum alterniflorum*

Syn.: *Myriophylletum alterniflori* Steusloff 1939, *Myriophyllo-Littorelletum* Jeschke 1959 p. p., *Callitricho hamulatae-Myriophylletum alterniflori* (Steusloff 1939) Weber-Oldecop 1967 p. p., *Myriophyllo alterniflori-Callitrichetum brutiae* Cirujano et al. 1986 p. p., *Myriophyllo alterniflori-Potametum trichoidis* Velayos et al. 1989 p. p.

Diagnostické druhy: ***Batrachium aquatile* s. l.** (***B. peltatum***), *Callitriche hamulata*, ***Myriophyllum alterniflorum***, *Potamogeton perfoliatus*

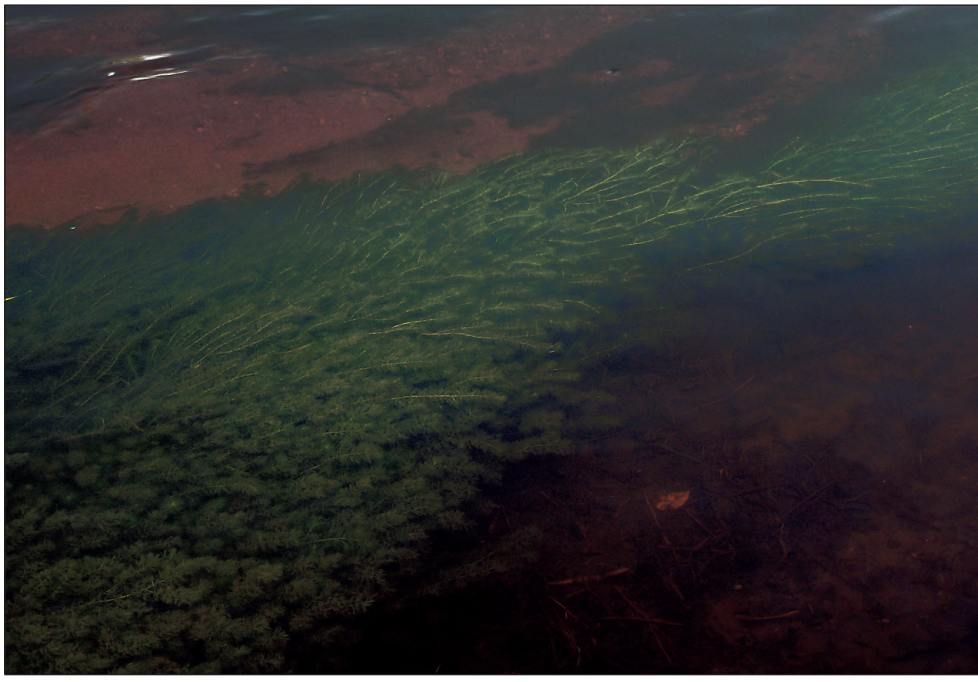
Konstantní druhy: *Batrachium aquatile* s. l. (*B. peltatum*), ***Myriophyllum alterniflorum***

Dominantní druhy: ***Batrachium aquatile* s. l.** (***B. peltatum***), ***Callitriche hamulata***, ***Myriophyllum alterniflorum***

Formální definice: *Myriophyllum alterniflorum* pokr. > 25 %

Struktura a druhové složení. Tato asociace zahrnuje druhově chudé porosty s dominantním stolístkem střídavokvětým (*Myriophyllum alterniflorum*), které většinou dosahují pokryvnosti kolem 50–70 %, vzácně i více. *Myriophyllum alterniflorum* se vyznačuje relativně krátkými, ve velmi jemné úkrojky členěnými listy a tenkými pružnými lodyhami. Jeho husté, tmavozeleně až nahnědle zbarvené porosty volně vzplývají ve vodním proudu. Fyziognomicky mohou připomínat porosty růžkatců (*Ceratophyllum* spp.), ty však rostou na zcela jiných stanovištích. Z dalších vodních makrofytů se v porostech asociace *Myriophylletum alterniflori* častěji vyskytují *Batrachium peltatum* a *Callitriche hamulata*, ve stojatých vodách i *Elodea canadensis* a *Potamogeton natans*. V porostech této asociace se nejčastěji vyskytují 2–4 druhy cévnatých rostlin na ploše 4–25 m^2, vzácně a s malou pokryvností byl zaznamenán i mech *Fontinalis antipyretica*. Nezřídka jde však o monocenózy dominantního druhu.

Stanoviště. V České republice se *Myriophylletum alterniflori* nachází především v horních a středních úsecích řek a ve větších potocích. Na rozdíl od asociace *Ranunculetum fluitantis*, která osídluje místa s nejsilnějším proudem a balvanitým dnem, se *Myriophylletum alterniflori* vyskytuje v zátočinách a tišinách. V meandrech může přetrvávat i po jejich úplném odříznutí od hlavního toku, jak dokládají výskyty v mrtvých ramenech Vltavy na Šumavě (Bufková & Rydlo 2008). Velmi vzácně se objevuje i na sekundárních stanovištích, jako je tůň v pískovně u Nového Údolí na Šumavě (Ekrt & Půbal 2009). Ze zahraničí je znám výskyt z oligotrofních jezer, kde společenstvo zasahuje až do hloubky 3 m (Velayos et al. 1989, Rodwell 1995, Murphy 2002, Szańkowski & Kłosowski 2006), ve Středomoří i z periodických tůní (Rhazi 2009). U nás i jinde ve střední a západní Evropě

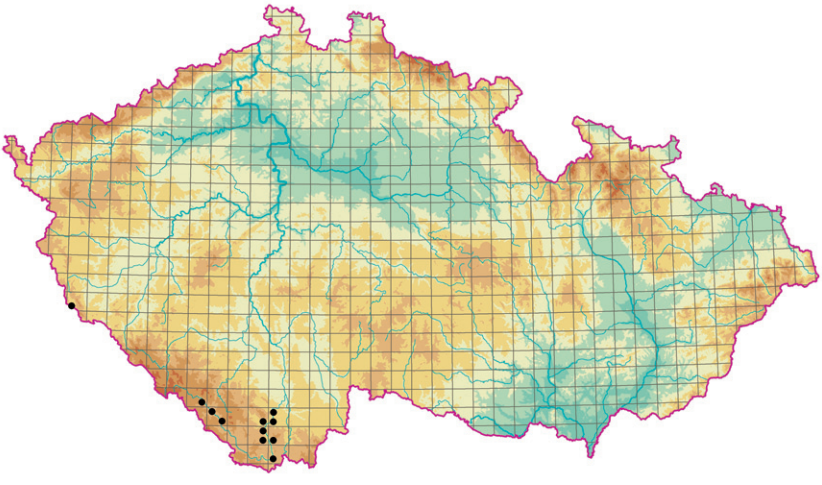


Obr. 102. *Myriophylletum alterniflori*. Porost stolístku střídavokvětého (*Myriophyllum alterniflorum*) v Teplé Vltavě u Soumarského Mostu na Šumavě. (K. Šumberová 2006.)

Fig. 102. A stand of *Myriophyllum alterniflorum* in the Teplá Vltava river near Soumarský Most, Šumava Mountains.

se však *Myriophylletum alterniflori* vyskytuje nejčastěji ve vodách o hloubce 10–60 cm, vzácněji přes 1 m (Schoof-van Pelt 1973, Rydlo 1995c, Rydlo & Vydrová 2000, Szańkowski & Kłosowski 2006, Bufková & Rydlo 2008). Vody s výskytem tohoto společenstva jsou oligotrofně-mezotrofní nebo dystrofní, zpravidla průhledné až ke dnu, plně osluněné nebo mírně zastíněné pobřežní vegetací. Dno je písčité nebo štěrkovité, často překryté vrstvičkou jemného bahnitého sedimentu. Vždy jde o vody a substráty chudé ionty vápníku a hořčíku; to je zřejmé z analýz vody a substrátu na lokalitách v zahraničí (Kłosowski & Tomaszewicz 1989, Velayos et al. 1989, Szańkowski & Kłosowski 2006) i z rozšíření společenstva v České republice i jinde v Evropě. Na zahraničních lokalitách se pH substrátu pohybovalo mezi 5,5 a 7,5 (Kłosowski & Szańkowski 2004, Szańkowski & Kłosowski 2006), pH vody okolo 5,5–8,8 (Velayos et al. 1989, Murphy 2002, Kłosowski & Szańkowski 2004, Szańkowski & Kłosowski 2006). Výrazněji bazickému, ale i silně kyselému prostředí se společenstvo vyhýbá (Eriksson et al. 1983, Brandrud & Roelofs 1995, Rodwell 1995). *Myriophylletum alterniflori* je vázáno na srážkově bohaté oblasti, které se u nás většinou nacházejí v chladných pahorkatinách až podhorském stupni. Lokality v jihozápadní Evropě leží v nadmořských výškách nad 1000 m a společenstvo se zde obvykle vyskytuje v hlubokých vodách (Velayos et al. 1989).

Dynamika a management. *Myriophylletum alterniflori* je přirozenou makrofytní vegetací vod, ve kterých nedostatek živin neumožňuje rozvoj většiny běžnějších druhů makrofytů. Díky tomu se společenstvo pionýrského, konkurenčně slabého druhu *Myriophyllum alterniflorum* může na stanovišti vyskytovat dlouhodobě. Při zvyšování trofie vody a substrátu toto společenstvo postupně mizí v důsledku rozvoje fytoplanktonu a zmenšování průhlednosti vody, případně je nahrazují společenstva běžnějších a na živiny náročnějších vodních rostlin, např. *Myriophyllum spicatum* a *Potamogeton crispus*. Pokud však znečištění odezní a uvolněnou niku neobsadí jiné společenstvo, je možný návrat porostů asociace *Myriophylletum alterniflori*. U nás k takovému procesu zřejmě došlo na středním toku Vltavy od Českého Krumlova níže po proudu, který byl ve druhé polovině 20. století silně znečištěn odpadními vodami z papíren ve Větřní. Věrohodné údaje o výskytu společenstva v tomto úseku řeky existují z první poloviny 20. století a potom až z devadesátých let 20. století, kdy již byla technologie používaná v papírnách změněna a postavena čistírna odpadních vod (Rydlo & Vydrová 2000). Pokud společenstvo v tomto úseku Vltavy přežívalo i po dobu znečištění, patrně šlo jen o fragmenty, ale do konce 20. století se rozšířilo až k Českým Budějovicím (Rydlo & Vydrová 2000). Obnově ovšem zřejmě napomohly bohaté porosty, které zůstaly zachovány výše proti proudu



Obr. 103. Rozšíření asociace VBC02 *Myriophylletum alterniflori.*
Fig. 103. Distribution of the association VBC02 *Myriophylletum alterniflori.*

Vltavy. Z jezer severní a západní Evropy je doložen ústup porostů *Myriophyllum alterniflorum* vlivem silné acidifikace (pH vody kolem 4,0–4,5) a jejich návrat po řízeném vápnění lokalit (Eriksson et al. 1983, Brandrud & Roelofs 1995, Brouwer et al. 2002).

Rozšíření. Asociace *Myriophylletum alterniflori* je rozšířena hlavně v atlantské oblasti Evropy od Pyrenejského poloostrova (Izco et al. 2000, Ninot et al. 2000, Rivas-Martínez et al. 2001) až po Skandinávii (Dierßen 1996, Lawesson 2004) a Island (Hadač 1985). Pod různými jmény byla dále doložena z Velké Británie (Rodwell 1995), Francie (Julve 1993, Ferrez et al. 2009), Nizozemska (Schoof-van Pelt 1973, Schipper et al. in Schaminée et al. 1995: 65–108), Německa (Pott 1995, Müller in Oberdorfer 1998: 89–99, Rennwald 2000, Hilbig in Schubert et al. 2001b: 225–238, Berg et al. in Berg et al. 2004: 102–113), Polska (Szańkowski & Kłosowski 2006, Matuszkiewicz 2007), Ukrajiny (Dubyna 2006) a Litvy (Balevičienė & Balevičius 2006). Mimo Evropu byly porosty s velkou pokryvností *Myriophyllum alterniflorum* zaznamenány v Maroku (Rhazi et al. 2009) a na Aljašce (Boggs 2000). Pravděpodobný je výskyt i v dalších oblastech Severní Ameriky, např. podél atlantského pobřeží USA a Kanady, kde je *M. alterniflorum* hojné (Meusel et al. 1978). Druh ani společenstvo se nevyskytují v oblastech s kontinentálním klimatem. V České republice se *Myriophylletum alterniflori* v současnosti vyskytuje na horním a středním toku Vltavy přibližně od Lenory na Šumavě po České Budějovice (Rydlo 1995c, Rydlo & Vydrová 2000, Bufková & Rydlo 2008) a nedávno bylo zjištěno i v Nemanickém potoce u Nemanic v Českém lese (Rydlo, nepubl.). Dříve byl jeho výskyt možný i v dalších tocích v povodí Vltavy a v povodí Dyje na Českomoravské vrchovině, kde se vyskytovalo *M. alterniflorum* (Ambrož 1939b, Moravec 1973); fytocenologické snímky však nejsou k dispozici.

Variabilita. Lze rozlišit porosty z živinami chudších vod s účastí druhů *Callitriche hamulata* a *Potamogeton perfoliatus*, které u nás převažují v horním toku Vltavy a přilehlých tůních, a porosty z živinami bohatších vod s druhy *P. crispus* a *P. pectinatus*, které převažují v níže položených úsecích Vltavy pod Lipnem. Porosty v úseku nad Lipenskou přehradní nádrží jsou druhově chudší.

Hospodářský význam a ohrožení. Tato vegetace nemá přímé hospodářské využití, její ochrana je však důležitá pro zachování biodiverzity mokřadů. *Myriophyllum alterniflorum* je silně ohrožený druh naší flóry (Holub & Procházka 2000) a citlivý indikátor znečištění vody. Společenstvo ohrožují eutrofizace a regulace vodních toků, potenciálně též jejich velmi intenzivní rekreační využití. Naopak umírněné rekreační využití toků, např. vodáctví, tuto vegetaci vzhledem k její vazbě na mechanicky narušovaná stanoviště nepoškozuje (Rydlo 1995c). Nedávná studie z horní Vltavy na Šumavě (Kladivová & Simon 2006) sice prokázala, že průjezd většího počtu lodí, zvláště při nižších stavech vody, u *M. alterniflorum* i jiných vodních makrofytů výrazně přispívá k odlamování částí lodyh s listy, avšak žádný vliv na celkovou pokryvnost a vitalitu porostů zjištěn nebyl.

Syntaxonomická poznámka. Porosty s dominantním *Myriophyllum alterniflorum* v mělkých stojatých vodách v západní Evropě jsou poněkud druhově bohatší, neboť do nich vstupují některé obojživelné byliny třídy *Littorelletea uniflorae*, např. *Littorella uniflora*, *Lobelia dortmanna* a *Ranunculus reptans* (Schoof-van Pelt 1973, Hilbig in Schubert et al. 2001b: 225–238, Szańkowski & Kłosowski 2006). Tyto porosty se někdy rozlišují jako samostatná asociace, nejčastěji pod názvem *Myriophyllo-Littorelletum* Jeschke 1959, a řadí se do třídy *Littorelletea uniflorae* (např. Hilbig in Schubert et al. 2001b: 225–238, Matuszkiewicz 2007). Někteří autoři (např. Schoof-van Pelt 1973, Szańkowski & Kłosowski 2006) odlišují porosty s *Myriophyllum alterniflorum* na úrovni subasociací nebo variant tradičně rozlišovaných asociací třídy *Littorelletea uniflorae*. Z našeho pohledu jde spíše o přechod mezi vegetací vodních makrofytů a porosty vytrvalých obojživelných rostlin. Porosty s malou pokryvností druhů třídy *Littorelletea uniflorae* lze klasifikovat v rámci asociace *Myriophylletum alterniflori*.

■ **Summary.** This association includes stands of *Myriophyllum alterniflorum*, a submerged aquatic macrophyte occurring in oligo-mesotrophic to dystrophic streams with clear water. In contrast to the association *Ranunculetum fluitantis*, it is confined to lentic sections of streams with sandy to gravelly bottoms, at depths of 10–60(–100) cm. In the Czech Republic *Myriophylletum alterniflori* occurs only in the upper and middle Vltava river in southern Bohemia.

VBC03
Callitricho hamulatae-
-Ranunculetum fluitantis
Oberdorfer 1957
Vegetace menších toků chladnějších oblastí s hvězdošem háčkatým

Tabulka 5, sloupec 3 (str. 222)

Orig. (Oberdorfer 1957): *Callitricho-Ranunculetum* (*fluitantis*) ass. nov. (*Callitriche hamulata*)

Syn.: *Batrachio aquatilis-Callitrichetum hamulatae* Rydlo et Husák 1992 p. p.

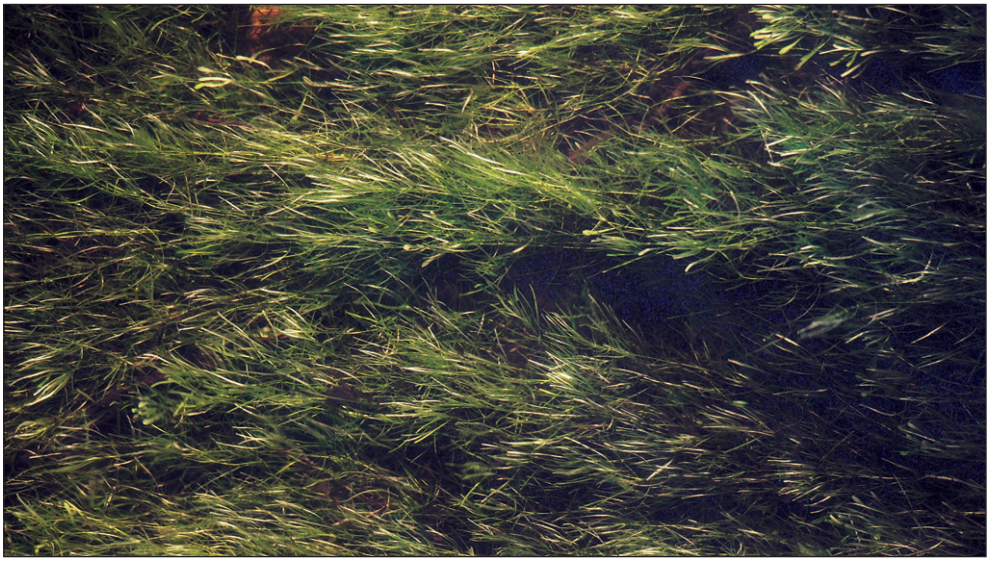
Diagnostické druhy: ***Callitriche hamulata***, *Fontinalis antipyretica*, *Rhynchostegium riparioides*

Konstantní druhy: ***Callitriche hamulata***

Dominantní druhy: *Batrachium aquatile* s. l. (*B. peltatum*), ***Callitriche hamulata***, *Fontinalis antipyretica*

Formální definice: *Callitriche hamulata* pokr. > 25 % NOT *Batrachium fluitans* pokr. > 25 % NOT *Myriophyllum alterniflorum* pokr. > 25 % NOT *Sparganium emersum* pokr. > 25 %

Struktura a druhové složení. Jde o druhově chudou vegetaci mělkých toků, vzácněji i stojatých vod s dominantním hvězdošem háčkatým (*Callitriche hamulata*). Porosty dosahují pokryvnosti nejčastěji 60–80 %, někdy i více, a zpravidla se v nich vyskytují 2–4 druhy cévnatých rostlin na ploše 1–25 m^2. Jako všechny hvězdoše je i *C. hamulata* druhem morfologicky značně proměnlivým, což má vliv na vzhled a druhové složení porostů. V hlubších, dobře průhledných a většinou proudících vodách vytváří dominantní druh zcela ponořenou formu s čárkovitými listy s klíšťkovitým zakončením. Porosty této ponořené formy jsou již zdálky nápadné svým světle zeleným až stříbřitým zbarvením, což je dáno převracením rostlin v proudu, přičemž se střídavě ukazuje světle zelený líc a stříbřitý rub listů. Tyto porosty jsou často tvořeny jediným druhem, případně se v nich s malou pokryvností vyskytují některé další druhy, např. na kamenech rostoucí mechorosty *Chiloscyphus polyanthos*, *Fontinalis antipyretica* a *Rhynchostegium riparioides*. V tocích s kolísavým průtokem a bahnitými sedimenty na dně jsou porosty většinou druhově bohatší, neboť do nich vstupují některé druhy potočních rákosin, např. *Glyceria fluitans* a *Sparganium emersum*, a z dalších vodních makrofytů se častěji vyskytuje např. *Batrachium peltatum* a *Lemna minor*. Zvláště tam, kde je voda vlivem



Obr. 104. *Callitricho hamulatae-Ranunculetum fluitantis*. Porost hvězdoše háčkatého (*Callitriche hamulata*) v řece Mži v Tachově. (K. Šumberová 2008.)

Fig. 104. A stand of *Callitriche hamulata* in the Mže river in Tachov, western Bohemia.

rozptýlených jílovitých částic zakalená, vytváří *Callitriche hamulata* formu s růžicemi sytě zelených listů plovoucích na hladině. Při poklesu hladiny vody pod povrch půdy vznikají porosty terestrické formy *C. hamulata* na obnaženém dně, často obtížně odlišitelné od porostů jiných druhů rodu. Z dalších druhů se častěji vyskytují *Alisma plantago-aquatica*, *Juncus bufonius* a jiné druhy obnažených den s širší ekologickou amplitudou. V mechovém patře, pokud je vyvinuto, se mohou objevit některé mechy s krátkým vývojovým cyklem, např. *Physcomitrium pyriforme*.

Stanoviště. *Callitricho-Ranunculetum fluitantis* osídluje potoky, napájecí stružky, mlýnské náhony, meliorační kanály, horní a střední toky řek, vzácněji i rybí sádky (zejména pstruhové), pstruhové a jiné lesní rybníčky, mrtvá ramena apod. Na polské straně Krkonoš se vyskytuje i v horském jezeře (Bociąg et al. 2007). Z jezer je známo i z Islandu (Dierßen 1996). Vody s výskytem této vegetace jsou zpravidla chladné, středně rychle proudící, vzácně stojaté, oligotrofní až mezotrofní, případně dystrofní (Janauer & Dokulil 2006). *Callitriche hamulata* se často považuje za indikátor čistých vod, její výskyt je však možný i v eutrofních vodách (Tomaszewicz 1979, Breitfeld 2001, Haury et al. 2006, Prančl 2008). Hloubka vody se pohybuje nejčastěji v rozmezí 10–60 cm, vzácně kolem 1 m. Společenstvo dobře snáší zástin a také pokles vody pod povrch substrátu. Dno tvoří nejčastěji jemný až hrubý písek nebo jíl, případně menší kameny (Husák & Rydlo 1992, Rydlo 1995d). Organické bahno většinou chybí nebo vytváří jen tenkou vrstvu na povrchu substrátu. Voda i substrát jsou kyselé až slabě alkalické, o nízkém obsahu vápníku (Schratt in Grabherr & Mucina 1993: 55–78, Matuszkiewicz 2007). Na zahraničních lokalitách bylo zjištěno pH vody 5,5–8,0 (Tomaszewicz 1979, Haury & Muller 1991, Bociąg et al. 2007). Společenstvo má u nás optimum v chladných pahorkatinách až podhorském stupni. V teplejších oblastech většinou osídluje mezoklimaticky nebo mikroklimaticky chladnější stanoviště, např. v říčních nivách nebo větších lesních celcích.

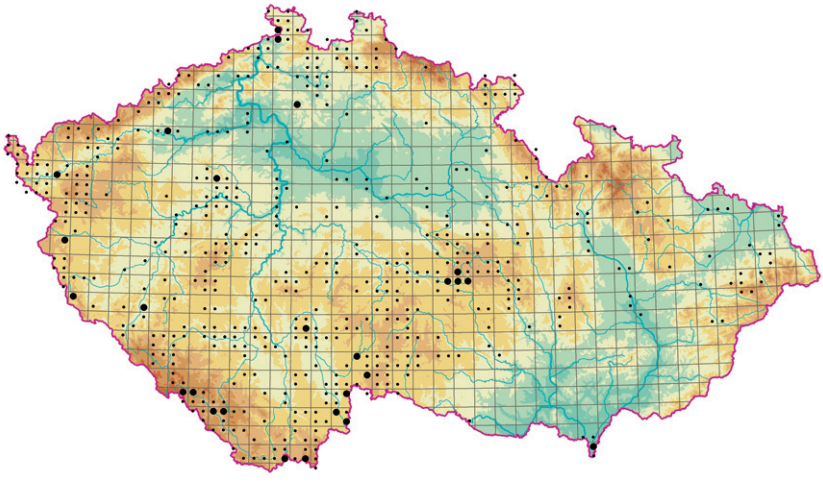
Obr. 105. *Callitricho hamulatae-Ranunculetum fluitantis*. Porosty hvězdoše háčkatého (*Callitriche hamulata*) ve Vltavě v Hornovltavském luhu na Šumavě. (E. Hettenbergerová 2008.)
Fig. 105. A stand of *Callitriche hamulata* in the Vltava river in the Šumava Mountains, western Bohemia.

Dynamika a management. Jde o přirozenou makrofytní vegetaci chladnějších poloh. Na živinami chudých stanovištích, zejména v rychleji proudící vodě, se může vyskytovat dlouhodobě a porůstat i velké plochy. Na místech s větší trofií vody a substrátu je výskyt asociace *Callitricho-Ranunculetum* maloplošný a obvykle vázaný na stadium rané sukcese v toku nebo rybníce, které vzniká například po odstranění organického sedimentu. *Callitriche hamulata* má ve srovnání s jinými makrofyty, s nimiž může růst na stejném stanovišti (např. *Batrachium peltatum* a *Elodea canadensis*), nejmenší schopnost přijímat fosfor z vody a substrátu (Thiébaut & Muller 2003). S tím souvisí pomalejší růst a malá konkurenční schopnost druhu v eutrofním prostředí. S postupující sukcesí, zejména v eutrofních vodách se dnem tvořeným jemnozrnnými sedimenty, začínají v porostech dominovat konkurenčně silnější makrofyty (např. *Potamogeton pectinatus*) a druhy rákosin (např. *Sparganium emersum*). *Callitriche hamulata* se však může v jejich společenstvech dlouhodobě udržet na vhodných stanovištích, vzniklých například v důsledku lokálních mechanických narušení (Zanaboni & Pascoli 1988), a dočasně může i dominovat. V teplejších oblastech, kde je sukcese v mokřadech rychlá, má pravděpodobně většina

výskytů asociace *Callitricho-Ranunculetum* tento charakter. Proto zde společenstvo bývá zaznamenáváno jen zřídka, ačkoli druh *Callitriche hamulata* se ve vegetaci vodních makrofytů běžně vyskytuje (Zanaboni & Pascoli 1988). Management této vegetace je bezzásahový, pro udržení větších porostů je však nezbytné zachovat dobrou průhlednost vody a dno bez nánosů organických sedimentů. Ve vyhovujících podmínkách se *Callitricho-Ranunculetum* rozšířilo i v umělých kanálech uvnitř sídel, není však potřeba je omezovat.

Rozšíření. Asociace *Callitricho-Ranunculetum* je rozšířena v západní, severní a střední Evropě, tj. v oblasti původního rozšíření druhu *Callitriche hamulata*. Tento druh však byl zavlečen i na Nový Zéland (Meusel et al. 1978, Hultén & Fries 1986). Vyhýbá se oblastem s kontinentálním klimatem a převahou vápnitých hornin. Asociace byla dosud pod různými jmény doložena ze zemí severní Evropy (Dierßen 1996, Lawesson 2004), Francie (Julve 1993, Ferrez et al. 2009), Nizozemska (Schipper et al. in Schaminée et al. 1995: 65–108), Německa (Pott 1995, Müller in Oberdorfer 1998: 89–99, Rennwald 2000, Schubert et al. 2001a, Hilbig in Schubert et al. 2001b: 225–238), Rakouska (Schratt in Grabherr & Mucina 1993: 55–78) a Polska (Tomaszewicz 1979, Matuszkiewicz 2007). V České republice je tato vegetace nejhojnější v hercynských pohraničních pohořích a na Českomoravské vrchovině. Z mnohých oblastí však chybějí záznamy, patrně proto, že porosty osídlují i drobné lesní toky v oblastech jinak chudých makrofyty, kde neproběhl výzkum zaměřený na mokřadní vegetaci. Zatím bylo *Callitricho-Ranunculetum* doloženo z říčky Křinice na Děčínsku (Rydlo 1995d), povodí Liběchovky na Českolipsku (Rydlo 1995f), z toku Ohře na Sokolovsku a Žatecku (Pivoňková & Rydlo 1992), povodí Klíčavy na Rakovnicku (Rydlo, nepubl.), toku Mže na Tachovsku (Šumberová, nepubl.), z povodí Radbuzy na Domažlicku (Šumberová, nepubl.), povodí Úhlavy na Klatovsku (Šumberová, nepubl.), toku a ramen Vltavy na Šumavě (Rydlo 1995c, Bufková & Rydlo 2008), povodí Černé v Novohradských horách (Černý 2003), povodí Lužnice na Třeboňsku a Táborsku (Husák & Rydlo 1992, Douda 2003, Šumberová, nepubl.), povodí Nežárky na Jindřichohradecku (Rydlo 1998d, Šumberová, nepubl.), toku Sázavy ve Žďárských vrších (Rydlo 1993a) a z Břeclavska (Šumberová, nepubl.).

Variabilita. Lze rozlišit druhově chudé typy společenstva s větší účastí specializovaných mecho-



Obr. 106. Rozšíření asociace VBC03 *Callitricho hamulatae-Ranunculetum fluitantis*; existující fytocenologické snímky dávají dosti neúplný obraz skutečného rozšíření této asociace, proto jsou malými tečkami označena místa s výskytem diagnostického druhu *Callitriche hamulata* podle floristických databází.

Fig. 106. Distribution of the association VBC03 *Callitricho hamulatae-Ranunculetum fluitantis*; available relevés provide an incomplete picture of the actual distribution of this association, therefore the sites with occurrence of its diagnostic species, *Callitriche hamulata*, according to floristic databases, are indicated by small dots.

Tabulka 5. Synoptická tabulka asociací vodní vegetace s lakušníky, hvězdoši a žebratkou bahenní (třída *Potametea*, část 3: *Batrachion fluitantis* a *Ranunculion aquatilis*).
Table 5. Synoptic table of the associations of aquatic vegetation with *Batrachium* spp., *Callitriche* spp. and *Hottonia palustris* (class *Potametea*, part 3: *Batrachion fluitantis* and *Ranunculion aquatilis*).

1 – VBC01. *Ranunculetum fluitantis*
2 – VBC02. *Myriophylletum alterniflori*
3 – VBC03. *Callitricho hamulatae-Ranunculetum fluitantis*
4 – VBD01. *Ranunculetum aquatilis*
5 – VBD02. *Potamo crispi-Ranunculetum trichophylli*
6 – VBD03. *Potamo perfoliati-Ranunculetum circinati*
7 – VBD04. *Batrachietum rionii*
8 – VBD05. *Ranunculetum baudotii*
9 – VBD06. *Hottonietum palustris*
10 – VBD07. *Callitrichetum hermaphroditicae*

Sloupec číslo	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Počet snímků	59	20	34	71	15	41	5	4	35	6
Ranunculetum fluitantis										
Batrachium fluitans	92	.	9	6	.	2	.	.	.	.
Batrachium penicillatum	14	.	.	1	.	.	.	.	.	.
Myriophylletum alterniflori										
Myriophyllum alterniflorum	.	100	6	10	.	.	.	.	.	.
Potamogeton perfoliatus	.	15	.	4	.	.	.	.	.	.
Callitricho hamulatae-Ranunculetum fluitantis										
Callitriche hamulata	8	30	100	15	.	.	.	.	.	.
Ranunculetum aquatilis										
Batrachium aquatile s. l.	7	65	21	100	7	10	.	.	11	.
Potamo crispi-Ranunculetum trichophylli										
Batrachium trichophyllum	.	.	.	1	100	2	.	.	3	67
Potamo perfoliati-Ranunculetum circinati										
Batrachium circinatum	.	.	.	3	.	100	.	.	6	.
Potamogeton crispus	3	20	6	6	20	29	.	.	.	.
Batrachietum rionii										
Batrachium rionii	.	.	.	.	.	.	100	.	.	.
Veronica catenata	.	.	.	.	.	.	40	.	3	.
Ranunculetum baudotii										
Batrachium baudotii	.	.	.	.	.	.	20	100	.	.
Hottonietum palustris										
Hottonia palustris	.	.	.	1	.	2	.	.	100	.
Callitrichetum hermaphroditicae										
Callitriche hermaphroditica	.	.	.	.	.	.	.	.	.	100
Myriophyllum spicatum	12	.	6	1	7	22	.	.	.	67
Ceratophyllum demersum	.	.	.	1	.	27	.	.	11	67

Tabulka 5 (pokračování ze strany 222)

Sloupec číslo	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Elatine hydropiper	.	.	3	.	7	.	.	.	.	33
Elodea canadensis	3	15	3	6	.	7	.	.	3	50
Diagnostické druhy pro dvě asociace										
Rhynchostegium riparioides	10	.	15	.	.	.	.	.	.	.
Fontinalis antipyretica	17	5	37	13	.	4	.	.	.	.
Lemna trisulca	.	.	3	3	7	7	20	.	34	67
Ostatní druhy s vyšší frekvencí										
Lemna minor	14	5	15	30	40	46	60	25	49	17
Spirodela polyrhiza	7	.	3	8	7	10	.	.	31	17
Glyceria fluitans	.	5	12	11	7	.	.	.	20	.
Callitriche palustris s. l.	3	.	3	10	.	.	.	.	20	.
Oenanthe aquatica	.	.	.	6	7	2	40	.	20	.
Alopecurus aequalis	.	.	6	11	.	2	20	25	.	.
Eleocharis acicularis	.	.	6	6	20	.	.	.	.	17
Lythrum salicaria	.	.	3	.	.	.	20	25	9	.

rostů, které se vyskytují v oligotrofních vodách pramenných oblastí, a druhově bohatší porosty z mezotrofních až eutrofních vod pahorkatin, v nichž se vedle *Callitriche hamulata* s větší pokryvností vyskytují i některé další druhy cévnatých vodních rostlin, např. *Batrachium peltatum*.

Hospodářský význam a ohrožení. Tato vegetace nemá přímé hospodářské využití ani nepatří k vzácným nebo ohroženým rostlinným společenstvům. V krajině má význam jako indikátor kvality vody. Přispívá k okysličování vody a slouží jako úkryt a prostředí pro rozmnožování vodních bezobratlých a ryb. To má význam i v nádržích s chovem pstruha a dalších chladnomilných ryb. Ústup této vegetace může být zaznamenán v souvislosti s růstem trofie vody a konkurenčním tlakem rychleji rostoucích makrofytů, technickými úpravami toků a oteplováním vod.

■ **Summary.** This association is dominated by *Callitriche hamulata*, which usually occurs in a submerged growth form, but in places with exposed bottoms it can also occur in a terrestrial growth form. Habitats include brooks, channels, upper and middle river courses, and less frequently also small fishponds, fish storage ponds and oxbows. Water is cool and oligotrophic to mesotrophic, in places even dystrophic. Bottom is usually sandy to clayey. This vegetation type is common in cool submontane areas of the Czech Republic, but it is poorly documented.

Svaz VBD *Ranunculion aquatilis* Passarge 1964
Vegetace vodních rostlin v mělkých, krátkodobě vysychajících vodách

Orig. (Passarge 1964): *Ranunculion aquatilis* all. nov. (*Ranunculus aquatilis* = *Batrachium aquatile*)
Syn.: *Callitricho-Batrachion* den Hartog et Segal 1964 p. p. (§ 25), *Hottonienion* den Hartog et Segal 1964 (podsvaz)

Diagnostické druhy: ***Batrachium aquatile* s. l.**, *B. circinatum*, *B. trichophyllum*, *Hottonia palustris*
Konstantní druhy: *Batrachium aquatile* s. l.

Svaz *Ranunculion aquatilis* zahrnuje vegetaci makrofytů ve vodách s výrazným kolísáním výšky vodního sloupce během roku, přičemž v létě může hladina vody poklesnout pod povrch substrátu. Tato okolnost se odráží ve struktuře i druhovém složení rostlinných společenstev. Charakteristickou součástí této vegetace jsou vodní makrofyty vytvářející při různé hloubce vody morfologicky odlišné formy, přičemž většina druhů tvoří i specializované formy suchozemské. K typickým druhům této vegetace u nás patří některé lakušníky (*Batrachium aquatile*, *B. baudotii*, *B. circinatum*,

B. peltatum, *B. rionii* a *B. trichophyllum*), hvězdoše (*Callitriche cophocarpa*, *C. hermaphroditica*, *C. palustris*, *C. platycarpa* a *C. stagnalis*) a žebratka bahenní (*Hottonia palustris*). V závislosti na stanovišti a ekofázi (Hejný 1960) se v porostech uplatňují i druhy z jiných typů mokřadní vegetace. Během zaplavení stanoviště jsou to hlavně druhy svazů *Lemnion minoris* (např. *Lemna minor* a *L. trisulca*) a *Potamion* (např. *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton pusillus* agg. a *P. trichoides*), při obnažení jednoleté druhy tříd *Isoëto-Nano-Juncetea* a *Bidentetea tripartitae* (např. *Bidens frondosa*, *Juncus bufonius* a *Persicaria hydropiper*) a druhy rákosin a porostů vysokých ostřic (např. *Glyceria fluitans*, *Oenanthe aquatica* a *Rorippa amphibia*). Zejména na obnaženém dně často vznikají mozaikovité, obtížně klasifikovatelné porosty.

Vegetace svazu *Ranunculion aquatilis* se váže na mělké, často periodické, stojaté nebo pomalu proudící vody. Jednotlivá společenstva se liší v míře tolerance k poklesu hladiny vody až na úroveň substrátu. Většina z nich tento pokles snáší za předpokladu, že se substrát dlouhodobě udržuje vlhký. U některých diagnostických druhů terestrické podmínky podporují tvorbu květů, plodů a klíčení semenáčků, zatímco u jiných druhů nemají na plodnost nebo regeneraci porostů žádný vliv. Vazba na určitou dynamiku vodního režimu závisí i na klimatu: ve srážkově bohatých územích mohou v terestrické formě dlouhodobě existovat i druhy a společenstva, která se v teplých a suchých oblastech vyskytují pouze na trvale zaplavených stanovištích. Výjimkou jsou v tomto směru mokřady v říčních nivách nebo uvnitř velkých lesních celků, kde se díky větší vzdušné vlhkosti mohou druhy a společenstva svazu *Ranunculion aquatilis* vyskytovat v jiných vlhkostních podmínkách než v okolní krajině. Mnohá společenstva jsou dokonce v teplých a suchých oblastech vázána pouze na tato mezoklimaticky příznivější stanoviště.

Většina charakteristických druhů svazu *Ranunculion aquatilis* je schopna účinného vegetativního rozmnožování a šíření, nejčastěji pomocí úlomků lodyh s listy nebo bočních prýtů či výběžků s kořeny. Tyto vegetativní diaspory a také semenáčky některých druhů bývají nejčastěji šířeny vodou (Barrat-Segretain 1996, Riis & Sand-Jensen 2006). Díky tomu mohou tyto druhy osídlit nová stanoviště i tehdy, když dlouhodobě nejsou schopny vykvést a vytvořit plody, např. v hlubších vodách. Jednotlivé druhy kvetou buď nad vodní hladinou, nebo pod ní; v závislosti na typu kvetení jsou opylovány větrem, vodou, hmyzem, nebo dochází k samoopylení uvnitř kleistogamických květů. U některých druhů bylo doloženo několik typů opylení (Barrat-Segretain 1996, Hejný in Hejný 2000a: 68, Husák in Hejný 2000a: 51–52). Přenos semen a plodů je možný vodou, na tělech vodních ptáků (Barrat-Segretain 1996), pravděpodobně i v zažívacím ústrojí ryb a v neposlední řadě i působením člověka, např. na náčiní používaném k výlovu rybníků. Posledním z uvedených způsobů se některé druhy mohou rozšiřovat i vegetativně. Někteří autoři (např. Hejný & Husák in Dykyjová & Květ 1978: 23–64, Husák et al. in Hejný et al. 1988: 446–456) u mnohých druhů a společenstev svazu *Ranunculion aquatilis* uvádějí výraznou podzimně-jarní fenologii. Podle jejich poznatků semena těchto druhů (zejména *Batrachium* spp. a *Hottonia palustris*) na podzim vyklíčí, semenáčky přezimují a rostliny zakončují svůj vývoj vykvetením a tvorbou plodů v květnu až červnu dalšího roku, načež odumírají. Datování fytocenologických snímků z České republiky ani naše terénní zkušenosti však tento vývoj nepotvrzují. Předpokládáme, že vývoj probíhá podle podmínek prostředí na konkrétní lokalitě. V závislosti na vlhkosti substrátu (u terestrických porostů), teplotě vody, její průhlednosti a dalších faktorech mohou být porosty na stanovišti vytrvalé, anebo po jednom vegetačním období zmizí a poté znovu regenerují z půdní semenné banky. Názory na jednoletost či vytrvalost se například u druhů rodu *Batrachium* mezi jednotlivými autory značně liší (Husák et al. in Hejný et al. 1988: 446–456, Kaplan in Kubát et al. 2002: 121–124).

Původním stanovištěm společenstev svazu *Ranunculion aquatilis* v krajině bez vlivu člověka byly pravděpodobně tůně a ramena v říčních nivách, okraje sladkovodních a slaných jezer a v některých případech i klidnější úseky toků nebo mělké tůňky vzniklé po vývratech stromů a v kališti zvěře. Většina společenstev tohoto svazu se i v současnosti vyskytuje především na stanovištích přirozeného rázu a ze stanovišť antropogenních dává přednost takovým, která jsou v rané fázi sukcese nebo pod trvalým vlivem nepříliš silného mechanického narušování, např. nedávno založené nebo odbahněné rybníky či zatopené pískovny a hliníky. Tato stanovištní preference zřejmě souvisí s relativně malou schopností jednotlivých druhů urychlit tvorbu biomasy v podmínkách

s větším obsahem živin nebo za vyšší teploty; to je charakteristické i pro další druhy s optimem výskytu v oceánicky laděných oblastech. Z toho vyplývá, že v létě mohou být na živinami bohatých stanovištích tato společenstva potlačována konkurencí makrofytních druhů, které za těchto podmínek prudce zvyšují produkci biomasy a během několika málo týdnů jsou schopny zarůst celý vodní sloupec. Na stanovištích v rané fázi sukcese nebo vystavených pravidelným disturbancím je situace, kdy by výrazně převládl jediný konkurenčně silný druh, méně častá. Spíše zde převažují společenstva S-stratégů, k nimž patří i většina druhů svazu *Ranunculion aquatilis*.

Vegetace svazu *Ranunculion aquatilis* zpravidla nevyžaduje žádný specifický management za předpokladu, že je přirozenými disturbancemi nebo hospodářským využitím stanoviště eliminováno ukládání nadměrného množství organického sedimentu a že stanoviště nevysychá. V opačném případě je u vzácnějších společenstev namístě citlivé odstranění sedimentu, případně další opatření, např. občasné letnění rybníků. U maloplošných výskytů nebo ve velmi mělkých mokřadech je vhodné sečením nebo pastvou omezovat porosty rákosin, případně náletových dřevin.

Přímé hospodářské využití tato vegetace nemá, porosty většiny druhů jsou však užitečné zejména v plůdkových rybnících jako úkryt ryb a prostředí pro rozmnožování vodních bezobratlých, kteří jsou přirozenou potravou plůdku. Některé druhy svazu *Ranunculion aquatilis* mohou být pro svůj dekorativní vzhled vhodné pro využití v zahradních jezírkách. V obou případech je velkou výhodou, že se tyto druhy nechovají expanzivně, a proto jejich porosty většinou nevyžadují omezování, případně stačí jednorázový zásah během vegetačního období.

Vegetace svazu *Ranunculion aquatilis* je hojná zejména v západní a střední Evropě. Společenstva odolnější k vyschnutí vody v nádrži, anebo naopak schopná růst i v hlubších vodách a tocích jsou běžná i na Pyrenejském a Apeninském poloostrově (Cirujano 1980, Rivas-Martínez et al. 2001, Della Bella et al. 2008, Lastrucci et al. 2010). Zčásti jde o porosty druhů, které se vyskytují v západní a jihozápadní Evropě a k nám nezasahují, např. *Batrachium hederaceum*, *B. tripartitum*, *Callitriche brutia* a *C. truncata* (Casper & Krausch 1981). Směrem na východ a jihovýchod diverzita této vegetace výrazně klesá, takže například v Polsku, Maďarsku, na Ukrajině a v evropské části Ruska chybějí nebo jsou velmi vzácná i některá u nás běžná společenstva (Korotkov et al. 1991, Borhidi 2003, Dubyna 2006, Matuszkiewicz 2007). Na Balkáně se společenstva svazu *Ranunculion aquatilis* vyskytují jen velmi vzácně (Gradstein & Smittenberg 1977, Ranđelović & Blaženčić 1996, Kojić et al. 1998, Dimopoulos et al. 2005). Ostrůvkovitě se tato vegetace objevuje i v některých částech Asie, např. v indickém Kašmíru (Zutshi 1975), Nepálu (Lacoul & Freedman 2006b) a na západní Sibiři (Kiprijanova 2000, Taran & Tjurin 2006). Její výskyt je zde vázán na chladnější a vlhčí klima horských poloh, říčních aluvií nebo jezerních pánví. Mimo Evropu a temperátní Asii jsou znalosti o diverzitě svazu *Ranunculion aquatilis* velmi mezernaté. V Severní Americe je svaz zčásti zastoupen společenstvy místních druhů, např. *Batrachium lobbii* a *B. subrigidum*, vyskytují se tam však i společenstva popsaná z Evropy (Robbins 1918, Looman 1986, Boggs 2000, Kagan et al. 2004). Výskyt porostů přiřaditelných ke svazu *Ranunculion aquatilis* je možný i v Jižní Americe, Africe a Austrálii, zejména v horských oblastech (Deil 2005), k dispozici jsou však jen sporadické údaje o konkrétních společenstvech (Anonymus 1996, Jaramillo 2004).

V České republice je vegetace svazu *Ranunculion aquatilis* nejhojnější v nivách velkých řek, např. v Polabí nebo dolním Podyjí a Pomoraví, a dále v oblastech s hojností malých lesních rybníčků, např. na Kokořínsku. Naopak v jihočeských rybničních pánvích je diverzita této vegetace poměrně malá a omezuje se jen na několik hojnějších společenstev.

V dosavadním přehledu vegetace České republiky (Hejný in Moravec et al. 1995: 27–34) bylo ve svazu *Ranunculion aquatilis* uvedeno šest asociací, z nichž většinu v nezměněné podobě přebíráme a navíc uvádíme i asociaci *Ranunculetum baudotii* Hocquette 1927. Rozlišování asociace *Batrachio trichophylli-Callitrichetum cophocarpae* Soó (1927) 1960 však na našem území považujeme za neopodstatněné, neboť druhy uvedené ve jménu asociace se natolik liší ve svých stanovištních nárocích, že u nás jen zřídka rostou spolu. Tato asociace není přijata ani ve většině vegetačních přehledů okolních zemí, ačkoli druhy *Batrachium trichophyllum* a *Callitriche cophocarpa* se tam běžně vyskytují, a namísto toho jsou porosty s dominantním *Batrachium trichophyllum* a porosty *Callitriche*

cophocarpa oddělovány do dvou asociací nebo společenstev bez ranku asociace (např. Borhidi 2003), anebo jsou hodnoceny jako součást jiných společenstev (např. Hilbig in Schubert et al. 2001b: 225–238, Matuszkiewicz 2007). K uvedenému pojetí jsme se přiklonili i v tomto zpracování, přičemž zde však podrobně charakterizujeme pouze asociaci *Potamo crispi-Ranunculetum trichophylli* Imchenetzky 1926, zatímco porosty s dominantním *Callitriche cophocarpa* ponecháváme bez detailního zpracování. Zde, stejně jako u předchozího svazu, neuvádíme ani další společenstva druhů rodu *Callitriche*, která u nás dosud nebyla rozlišována, ale jsou zahrnuta ve vegetačních přehledech některých okolních zemí. Jde například o asociace *Veronico beccabungae-Callitrichetum stagnalis* Müller 1962 a *Veronico beccabungae-Callitrichetum platycarpae* (Grube 1975) Meriaux 1978, uváděné například z Německa, Polska a Ukrajiny (Rennwald 2000, Hilbig in Schubert et al. 2001b: 225–238, Dubyna 2006, Spałek & Horska-Schwartz 2009). Hlavním důvodem pro toto řešení jsou determinační problémy a časté záměny některých našich druhů rodu *Callitriche*. Ve velké části existujících fytocenologických snímků z České republiky jsou hvězdoše určeny jen do úrovně rodu, zejména kvůli obvyklé sterilitě rostlin. Proto i znalosti o stanovištní ekologii a rozšíření většiny druhů našich hvězdošů jsou nedostatečné. Navíc jsou společenstva některých druhů, zejména *C. stagnalis* a *C. platycarpa*, od nás doložena jen velmi malým počtem snímků. Buď nebyla zaznamenávána kvůli výskytu na maloplošných stanovištích (louže na lesních cestách), nebo jde o vegetaci vázanou u nás jen na některé oblasti, kde dosud neproběhl podrobnější výzkum vegetace vodních makrofytů.

■ **Summary.** The alliance *Ranunculion aquatilis* includes aquatic vegetation of shallow, often periodical, still or slowly moving water with significant fluctuations of water table during the season. In summer water table can drop below the level of the bottom in some habitats. Dominant species can occur in different growth forms depending on water depth. They include various species of *Batrachium*, *Callitriche*, and *Hottonia palustris*. Depending on water depth, the dominant species are accompanied by various aquatic or wetland plants. This vegetation occurs mainly in natural habitats such as alluvial pools and oxbows, but it may also occur in man-made habitats if they are in an early successional stage or affected by frequent disturbance, which limits otherwise competitively stronger species of aquatic macrophytes. The alliance *Ranunculion aquatilis* is most common and diverse in north-western and central Europe and becomes increasingly rare towards the south and east.

VBD01 *Ranunculetum aquatilis* Géhu 1961

Vegetace mělkých vod vlhkých oblastí s lakušníkem vodním a lakušníkem štítnatým

Tabulka 5, sloupec 4 (str. 222)

Orig. (Géhu 1961): *Ranunculetum aquatilis* (*Ranunculus aquatilis* = *Batrachium aquatile*)

Syn.: *Batrachietum aquatili-peltati* Sauer 1937 (fantom), *Ranunculus aquatilis*-Bestände Sauer 1947, *Ranunculetum aquatilis* Sauer 1947 (fantom), *Ranunculetum peltati* Sauer 1947 (fantom), *Batrachio aquatilis-Callitrichetum hamulatae* Rydlo et Husák 1992 p. p.

Diagnostické druhy: ***Batrachium aquatile* s. l.**
Konstantní druhy: ***Batrachium aquatile* s. l.**
Dominantní druhy: ***Batrachium aquatile* s. l.**

Formální definice: *Batrachium aquatile* s. l. pokr. > 25 % NOT *Callitriche hamulata* pokr. > 25 % NOT *Carex rostrata* pokr. > 25 % NOT *Eleocharis acicularis* pokr. > 25 % NOT *Limosella aquatica* pokr. > 25 % NOT *Myriophyllum alterniflorum* pokr. > 25 % NOT *Peplis portula* pokr. > 25 % NOT *Potamogeton natans* pokr. > 25 % NOT *Veronica beccabunga* pokr. > 25 %

Struktura a druhové složení. V porostech převažuje lakušník vodní (*Batrachium aquatile*) nebo lakušník štítnatý (*B. peltatum*). Oba druhy vytvářejí dlouhé ponořené lodyhy se dvěma typy listů: ponořenými listy členěnými v niťovité, prostorově rozestálé úkrojky a lupenitými listy s čepelí plovoucí na hladině. Podle podmínek prostředí však může být některý typ listů redukován nebo úplně chybět, což se odráží i ve struktuře společenstva a ekologických podmínkách pro ostatní makrofyty, například v dostupnosti světla v ponořené vrstvě. Plně vyvinuté rostliny lakušníků zaujímají ve vodním sloupci i na hladině poměrně velký prostor,

takže ostatní vodní makrofyty se v jejich porostech vyskytují s menší frekvencí i pokryvností. Nejčastějšími průvodními druhy jsou drobné pleustofyty, zejména *Lemna minor*. Z ponořených vodních makrofytů se běžně vyskytují např. *Potamogeton crispus* a *P. pectinatus*, v tocích i *Callitriche hamulata*. Ve vodě hluboké jen kolem 1 cm nebo na obnaženém dně vytvářejí lakušníky terestrické formy se zkrácenými plazivými lodyhami a zpravidla jen s niťovitými listy na krátkých vzpřímených řapících. Do těchto porostů vstupují jednoleté až vytrvalé druhy obnažených den, které dobře snášejí vlhký substrát a přechodné zaplavení (např. *Alopecurus aequalis*, *Eleocharis acicularis*, *Peplis portula* a *Persicaria hydropiper*). V květnu až červnu je společenstvo nápadné díky velkým bílým květům lakušníků; ty se vyvíjejí i u terestrické formy. V této vegetaci bylo zpravidla zaznamenáno 2–5 druhů cévnatých rostlin na ploše 1–25 m^2, ale běžné jsou i monocenózy dominantního druhu. Výrazně druhově bohatší, s 10 i více druhy cévnatých rostlin, bývají porosty na obnažených dnech nebo ve velmi mělké vodě. V rychleji tekoucích vodách se někdy vyskytují i mechorosty, zejména *Fontinalis antipyretica*.

Stanoviště. Asociace *Ranunculetum aquatilis* se vyskytuje v mělkých periodických i trvalých vodách. U nás byla zaznamenána v rybnících, zatopených pískovnách a hlinících, rybích sádkách, mrtvých ramenech, zaplavených příkopech a melioračních kanálech, velmi často i ve středně rychle až mírně tekoucí vodě na středních a dolních tocích řek. Stanoviště jsou většinou plně osluněná; zástin nebo špatná průhlednost vody snižují vitalitu lakušníků. Společenstvo roste převážně v mezotrofních až eutrofních vodách o hloubce do 1 m, v balkánských jezerech bylo zjištěno i v hloubkách až 6 m (Ranđelović & Blaženčić 1996). Vůči obsahu bazických iontů ve vodě a substrátu vykazuje širší ekologickou amplitudu. Na zahraničních lokalitách se pH vody pohybovalo v rozmezí 6,7–8,2 (Géhu

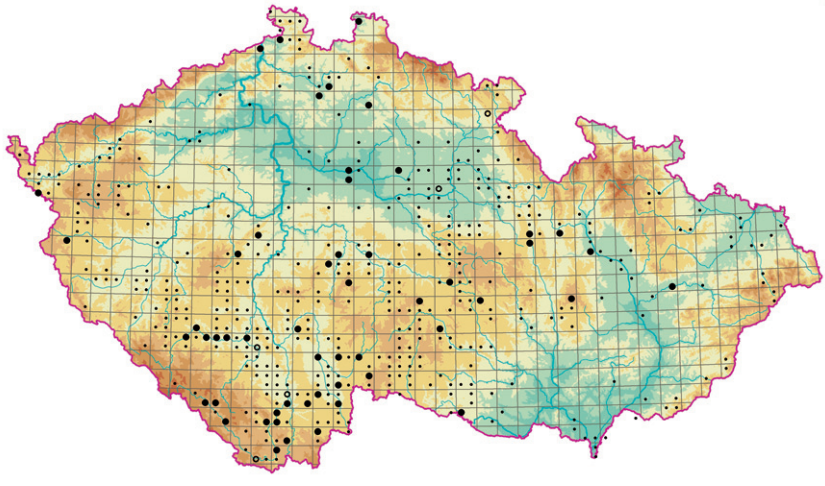
Obr. 107. *Ranunculetum aquatilis.* Porost lakušníku štítnatého (*Batrachium peltatum*) ve Staropavlovském rybníce u Pavlova na Žďársku. (K. Šumberová 2008.)

Fig. 107. A stand of *Batrachium peltatum* in Staropavlovský fishpond near Pavlov, Žďár nad Sázavou district, Bohemian-Moravian Uplands.

1961, Popescu & Coldea in Coldea 1997: 36–53). Z našeho území nejsou údaje o chemismu prostředí k dispozici. Substrát dna může být jílovitý, hlinitý, písčitý nebo štěrkovitý, někdy s tenkou vrstvou organického bahna. Na stanovištích s hlubší vrstvou sapropelového bahna se tato vegetace zpravidla nevyskytuje. Společenstvo dobře snáší pokles vody pod povrch substrátu, pokud substrát zůstane dostatečně vlhký. U nás je tato vegetace nejčastější v mírně teplých pahorkatinách, zasahuje však i do výšek 750–790 m n. m. (Rydlo 2006d, Bufková & Rydlo 2008). V teplých a suchých oblastech je vázána hlavně na říční nivy a vodní nádrže ve větších lesních celcích, kde se udržuje vyšší vzdušná vlhkost.

Dynamika a management. Jde o přirozenou makrofytní vegetaci mělkých sladkých vod, často na stanovištích v počátečních stadiích sukcese (např. v rybnících krátce po odbahnění) nebo s trvalým vlivem mechanických disturbancí (např. v tocích). Pokud zazemňování postupuje pomalu, jako je tomu například v hlubších pískovnách, nebo je znemožňuje proudění vody, může se společenstvo na lokalitě udržet dlouhodobě. Při ukládání hlubokých organických sedimentů na trvale zaplavených stanovištích postupně ustupuje vegetaci třídy *Lemnetea*. V mělkých periodických vodách, vzniklých například při revitalizacích, bývá brzy nahrazeno porosty konkurenčně silnějších druhů, zejména různými společenstvy rákosin. V rybnících je častější periodický výskyt tohoto společenstva v závislosti na letnění. Během letnění semena dominantních lakušníků klíčí na mokrém bahně a při nižším tlaku rybí obsádky na substrát dna, jako je tomu v rybnících využívaných k odchovu váčkového plůdku kapra, přetrvávají porosty lakušníků i po napuštění rybníka. S růstem ryb v dalším roce po nasazení plůdku a zvyšující se intenzitou přerývání dna společenstvo sice ustupuje, avšak znovu se objevuje po snížení vodní hladiny v rybníce. Vzhledem k častému výskytu nevyžaduje tato vegetace ochranářský management. V mělkých plůdkových rybnících se může rozrůst natolik, že je nutné ji omezit. To se děje především mechanicky – buď vytrháním části porostů, anebo jejich posečením a odstraněním biomasy. Společenstvo dobře regeneruje, jeho růst však není natolik rychlý, aby nádrž během jediného vegetačního období znovu zarostlo.

Rozšíření. Rozšíření této asociace se pravděpodobně z větší části překrývá s rozšířením lakušníků *Batrachium aquatile* a *B. peltatum*. Tyto



Obr. 108. Rozšíření asociace VBD01 *Ranunculetum aquatilis*; existující fytocenologické snímky dávají dosti neúplný obraz skutečného rozšíření této asociace, proto jsou malými tečkami označena místa, kde se podle floristických databází vyskytuje *Batrachium aquatile* nebo *B. peltatum*.

Fig. 108. Distribution of the association VBD01 *Ranunculetum aquatilis*; available relevés provide an incomplete picture of the actual distribution of this association, therefore the sites with occurrence of *Batrachium aquatile* or *B. peltatum*, according to floristic databases, are indicated by small dots.

druhy jsou nejhojnější v západní, severní a střední Evropě a zasahují i na Pyrenejský a Apeninský poloostrov. Ostrůvkovitě se vyskytují na Balkánu, Kavkaze a v severní Africe. *Batrachium aquatile* je známo rovněž z některých oblastí Asie, Severní Ameriky a Jižní Ameriky (Hultén & Fries 1986). Asociace *Ranunculetum aquatilis* je nejčastější v oblastech s atlantským až subatlantským klimatem. V Evropě byla doložena z Velké Británie (Rodwell 1995), Pyrenejského poloostrova (Izco et al. 2000, Rivas-Martínez et al. 2001), Francie (Julve 1993, Ferrez et al. 2009), Nizozemska (Schipper et al. in Schaminée et al. 1995: 65–108), Skandinávie (Dierßen 1996, Lawesson 2004), Německa (Doll 1991b, Pott 1995, Görs in Oberdorfer 1998: 108–118, Rennwald 2000, Schubert et al. 2001a, Hilbig in Schubert et al. 2001b: 225–238, Berg et al. in Berg et al. 2004: 102–113), Slovenska (Oťaheľová in Valachovič et al. 1995: 153–179), Rakouska (Schratt in Grabherr & Mucina 1993: 55–78), Maďarska (Borhidi 2003), Rumunska (Popescu & Coldea in Coldea 1997: 36–53), Ukrajiny (Dubyna 2006), Srbska (Ranđelović & Blaženčić 1996) a Řecka (Gradstein & Smittenberg 1977). Mimo Evropu je toto společenstvo pod různými jmény uváděno z indického Kašmíru (Zutshi 1975), Mongolska (Hilbig 2000b), západní Sibiře (Kiprijanova 2000), USA (Christy 2004, Kagan et al. 2004) a mírného pásu Jižní Ameriky (Anonymus 1996). V České republice bylo *Ranunculetum aquatilis* doloženo větším počtem fytocenologických snímků z Nymburska (Rydlo 2005a), Vlašimska (Pešout 1992, 1996), Příbramska (Rydlo 2006a), řečiště Otavy na Strakonicku a Písecku (Rydlo 1994a), ze Šumavy (Sýkora 1937, Rydlo 2006d, Bufková & Rydlo 2008), Českokrumlovska (Vydrová 1997, Rydlo & Vydrová 2000, Šumberová, nepubl.), Českobudějovicka (Gazda 1958, Hejný, nepubl., Rydlo, nepubl.), Třeboňska a Jindřichohradecka (Husák & Rydlo 1992, Rydlo 1998d, Husák, nepubl., Šumberová, nepubl.). Roztroušeně byla tato vegetace zaznamenána i v západních Čechách (Rydlo, nepubl., Šumberová, nepubl.), na Děčínsku (Rydlo, nepubl.), Dokesku (Turoňová 1987, Stančík 1995), ve východních Čechách (Černohous & Husák 1986), na Českomoravské vrchovině (Rydlo 1993a, Dvořáčková 2001, Šumberová, nepubl.), Znojemsku (Rydlo 1995b), Svitavsku (Štefka 1977), střední Moravě (Rydlo 1992, 2007c, Filippovová, nepubl.), Ostravsku (Koutecká 1980, bez bližší lokalizace) i jinde.

Variabilita. Variabilita tohoto společenstva je dána jednak odlišnými dominantními druhy lakušníků, jednak souvisí s průvodními druhy, v jejichž spektru se odráží typ stanoviště, dynamika vodního režimu a aktuální hloubka vody. Porosty v mělkých rybnících a tůních s často kolísající vodní hladinou jsou výrazně druhově bohatší, v řekách jde často o monocenózy lakušníků. V tomto zpracování však variabilitu systematicky nehodnotíme, neboť druhově chudé porosty v tocích vesměs nemají vlastní diagnostické druhy. Protože většina autorů ve snímcích nerozlišovala *Batrachium aquatile* a *B. peltatum*, vymezení variant není možné ani na základě dominance těchto dvou druhů.

Hospodářský význam a ohrožení. V rybnících i ve volných vodách má společenstvo význam jako úkryt a prostředí pro rozmnožování ryb a vodních bezobratlých. Velké porosty v rybnících mohou znesnadňovat výlovové práce a vést k posunům pH do vysokých hodnot, toxických pro vodní organismy. Společenstvo u nás nepatří k bezprostředně ohroženým typům vegetace. Potenciálním ohrožením jsou změny ve využití rybníků spojené s úplným ústupem od letnění, silná eutrofizace vod, zhoršování jejich průhlednosti a změny v dynamice vodního režimu, ať již v důsledku regulací toků nebo klimatických změn.

Syntaxonomická poznámka. V některých zahraničních přehledech vegetace (např. Pott 1995, Rennwald 2000) je toto společenstvo rozdělováno na dvě samostatné asociace podle dominantního druhu lakušníku. Častěji jsou však porosty obou druhů považovány za jednu asociaci (Doll 1991b, Hilbig in Schubert et al. 2001b: 225–238, Berg et al. in Berg et al. 2004: 102–113) nebo je v rámci svazu uváděn jen jeden druh lakušníku a druhý není vůbec zmiňován (např. Schratt in Grabherr & Mucina 1993: 55–78, Oťaheľová in Valachovič et al. 1995: 153–179, Görs in Oberdorfer 1998: 108–118, Borhidi 2003). Většina fytocenologů zjevně druhy *Batrachium aquatile* a *B. peltatum* nerozlišuje, což je patrné i ze souboru fytocenologických snímků z území České republiky. Také ve zpracování rodu *Batrachium* v Květeně České republiky (Husák et al. in Hejný et al. 1988: 446–456) je *B. peltatum* považováno pouze za varietu druhu *B. aquatile*, ačkoli ve světě již delší dobu převažuje pojetí dvou samostatných druhů (např. Cook 1966). Kaplan a Koutecký (nepubl.) navíc soudí, že *B. peltatum* je

z obou u nás uváděných druhů častější a v tocích zřejmě zcela nahrazuje *B. aquatile*. Někdy je do asociace *Ranunculetum aquatilis* zahrnována i vegetace s dominantním *B. trichophyllum* (např. Doll 1991b, Dimopoulos et al. 2005).

■ **Summary.** This vegetation type is dominated by *Batrachium aquatile* or *B. peltatum*, aquatic macrophytes with both submerged and natant leaves. Depending on the habitat, one of these two leaf types can be reduced or absent. The association occurs in shallow, seasonal or permanent, mesotrophic to eutrophic water bodies such as fishponds, flooded sand or loam pits, fish storage ponds, oxbows and channels. It also occurs in middle to lower river courses with medium to low current velocity. Habitats are usually well insolated and water is up to 1 m deep. In the Czech Republic this association occurs mainly in colline to submontane areas.

VBD02
Potamo crispi-Ranunculetum trichophylli Imchenetzky 1926
Vegetace mělkých vod s lakušníkem niťolistým

Tabulka 5, sloupec 5 (str. 222)

Nomen inversum propositum
Orig. (Imchenetzky 1926): Association à *Ranunculus trichophyllus* et *Potamogeton crispus* (*Ranunculus trichophyllus* = *Batrachium trichophyllum*)
Syn.: *Ranunculetum trichophylli* von Soó 1927

Diagnostické druhy: ***Batrachium trichophyllum***
Konstantní druhy: ***Batrachium trichophyllum***
Dominantní druhy: ***Batrachium trichophyllum***, *Eleocharis acicularis*, ***Lemna minor***

Formální definice: *Batrachium trichophyllum* pokr. > 25 % NOT *Glyceria notata* pokr. > 25 % OR *Juncus articulatus* pokr. > 25 %

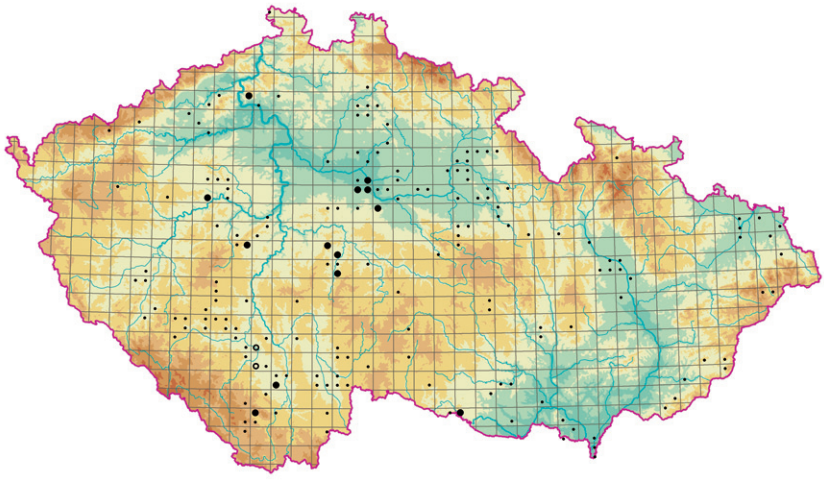
Struktura a druhové složení. V tomto druhově chudém, často jednodruhovém společenstvu dominuje lakušník niťolistý (*Batrachium trichophyllum*), který se vyznačuje ponořenými listy s velmi jemnými, všesměrně rozestálými úkrojky. Celková biomasa tohoto společenstva je malá. *Batrachium trichophyllum* v porostech jen zřídka dosahuje větší pokryvnosti než 80 %. Vyskytují-li se další druhy, většinou jde o drobné pleustofyty (např. *Lemna minor*) nebo běžné ponořené makrofyty (např. *Ceratophyllum demersum*, *Potamogeton crispus* a *P. pectinatus*). V porostech na obnaženém dně se může s větší pokryvností vyskytovat např. *Eleocharis acicularis*. Bílé květy druhu *Batrachium trichophyllum* jsou drobné, ale vytvářejí se ve velkém množství a rozkvétají během krátkého období v květnu nebo červnu, kdy dodávají společenstvu charakteristický aspekt. Nejčastěji byly ve fytocenologických snímcích o velikosti 16–25 m^2 zaznamenány 3–4 druhy cévnatých rostlin, porosty z obnažených den však byly druhově bohatší.

Stanoviště. *Potamo-Ranunculetum trichophylli* osídluje mělké stojaté i mírně tekoucí vody. U nás bylo zaznamenáno v menších rybnících, aluviálních tůních, pískovnách a zaplavených příkopech. Mimo naše území se vyskytuje i v tocích, včetně potoků ve vyšších polohách (Wiegleb & Herr 1985, Riis & Biggs 2003). V některých oblastech dokonce roste přednostně v tekoucích vodách (Tomaszewicz 1979, Dawson & Szoszkiewicz 1999). Vody s výskytem této vegetace jsou oligo-mezotrofní až eutrofní, plně osluněné až mírně zastíněné. Dno je různého charakteru, nejčastěji písčité až štěrkovité, ale také hlinité nebo jílovité, nanejvýš s tenkou vrstvou organického bahna na povrchu (Hejný & Husák in Dykyjová & Květ 1978: 23–64, Tomaszewicz 1979). Přesnější údaje o chemismu vody a substrátu z našeho území ani ze zahraničí se nepodařilo získat, tato vegetace však má ve vztahu k chemismu vody a substrátu širokou ekologickou amplitudu. V nižších polohách roste v mokřadech s vápnitým i nevápnitým podložím, do vyšších poloh však vystupuje hlavně v oblastech s vápnitým podložím (Wiegleb & Herr 1985). Společenstvo je rovněž značně tolerantní k dynamice vodního režimu. Může se vyskytovat jak na stanovištích celoročně zaplavených (Hejný & Husák in Dykyjová & Květ 1978: 23–64), tak v periodických vodách o velmi rozmanité délce záplavy (Grillas 1990). Ekologická nika druhu *Batrachium trichophyllum* se zčásti překrývá s nikami jiných druhů lakušníků, např. *B. circinatum* a *B. baudotii*, takže vznikají porosty o přechodném druhovém složení mezi více asociacemi (Cirujano 1980, Velayos et al. 1984). Na rozdíl od *B. trichophyllum* jsou však oba posledně jmenované druhy striktněji vázány na mokřady s větším obsahem bazických

iontů a zejména *B. baudotii* vstupuje i do brakických vod (Hejný & Husák in Dykyjová & Květ 1978: 23–64, Grillas 1990). *Potamo-Ranunculetum trichophylli* bylo u nás nejčastěji zaznamenáno v teplých nížinách a pahorkatinách, zasahuje však i do podhorského stupně (Vydrová & Pavlíčko 1999). *Batrachium trichophyllum* je značně odolné vůči chladu a v Himálaji vystupuje i do vysokohorských jezer v nadmořské výšce okolo 4700 m (Lacoul & Freedman 2006b).

Dynamika a management. Jde o přirozenou makrofytní vegetaci sladkých vod, která se může uplatnit už v rané fázi sukcese (Robbins 1918). Přetrvává však i v pokročilejších sukcesních stadiích, kdy může tvořit mozaiku s porosty různých typů rákosin. Z přirozených stanovišť v říčních nivách se *Potamo-Ranunculetum trichophylli* rozšířilo i na stanoviště antropogenní. Dobře snáší častější letnění v rybnících, při slabší rybí obsádce je však pro obnovu porostů nutně nepotřebuje, neboť porosty jsou vytrvalé (Hejný & Husák in Dykyjová & Květ 1978: 23–64). Společenstvo je poměrně tolerantní ke znečištění i zákalu vody a dobře snáší mechanické disturbance na stanovišti, např. proudění vody (Riis & Biggs 2003). *Batrachium trichophyllum* úspěšně kolonizuje nová stanoviště, např. šířením vegetativních úlomků při povodních (Barrat-Segretain & Bornette 2000). Patří k druhům odolným vůči býložravému amurovi, který jej kvůli obsahu chuťově výrazných látek nežere (Pípalová 2000); je pravděpodobné, že podobné obranné látky mají i jiné druhy lakušníků. Zřejmě díky uvedeným vlastnostem patří *Potamo-Ranunculetum trichophylli* stále k dosti hojným typům makrofytní vegetace. Hejný (1985) je dokonce považoval za šířící se společenstvo. Stanoviště s výskytem této vegetace zpravidla nevyžadují specifický management. Občasné letnění přispívá k podpoře porostů *Batrachium trichophyllum*. V malých rybnících

Obr. 109. *Potamo crispi-Ranunculetum trichophylli.* Porost lakušníku niťolistého (*Batrachium trichophyllum*) na obnaženém dně rybníčku u Rudolfova na Českobudějovicku. (K. Šumberová 2010.)
Fig. 109. A stand of *Batrachium trichophyllum* on the exposed bottom of a small fishpond near Rudolfov, České Budějovice district, southern Bohemia.



Obr. 110. Rozšíření asociace VBD02 *Potamo crispi-Ranunculetum trichophylli*; existující fytocenologické snímky dávají dosti neúplný obraz skutečného rozšíření této asociace, proto jsou malými tečkami označena místa s výskytem diagnostického druhu *Batrachium trichophyllum* podle floristických databází.

Fig. 110. Distribution of the association VBD02 *Potamo crispi-Ranunculetum trichophylli*; available relevés provide an incomplete picture of the actual distribution of this association, therefore the sites with occurrence of its diagnostic species, *Batrachium trichophyllum*, according to floristic databases, are indicated by small dots.

může být nezbytné omezit část porostů vytrháním nebo posečením. Nejmenší regenerační schopnost má společenstvo na jaře, naopak největší na podzim (Barrat-Segretain & Bornette 2000). V teplejších vodách v létě porosty samovolně odumírají (Hejný & Husák in Dykyjová & Květ 1978: 23–64).

Rozšíření. Dominantní druh této asociace, *Batrachium trichophyllum*, má téměř kosmopolitní rozšíření a chybí pouze v Jižní Americe (Cook 1966, Hultén & Fries 1986, Husák et al. in Hejný et al. 1988: 446–456). Podobné rozšíření lze předpokládat i pro asociaci *Potamo-Ranunculetum trichophylli*, z mnoha zemí však údaje o jejím výskytu chybějí, ať již kvůli chybějícímu fytocenologickému výzkumu nebo obtížnému určování a nejasné taxonomické příslušnosti některých populací lakušníků. Údaje o výskytu této vegetace existují z Pyrenejského poloostrova (Arnáiz & Molina 1985, Rivas-Martínez et al. 2001), Francie (Ferrez et al. 2009), Německa (Doll 1991b, Rennwald 2000, Berg et al. in Berg et al. 2004: 102–113), Polska (Tomaszewicz 1979, Nowak & Nowak 2007), Slovenska (Oťaheľová & Valachovič 2002), Rakouska (Schratt in Grabherr & Mucina 1993: 55–78), Itálie (Tomaselli et al. 2006, Lastrucci et al. 2010), Srbska (Lakušić et al. 2005), Bosny a Hercegoviny (Jasprica & Carić 2002), Řecka (Gradstein & Smittenberg 1977, Dimopoulos et al. 2005), Rumunska (Sanda et al. 1999), Ukrajiny (Dubyna 2006), Estonska (Paal & Trei 2004) a podhůří Jižního Uralu v Rusku (Jamalov et al. 2004). Mimo Evropu je vegetace s velkou pokryvností *Batrachium trichophyllum* známa například v indickém Kašmíru (Khan et al. 2004) a USA (Robbins 1918, Boggs 2000). V České republice bylo *Potamo-Ranunculetum trichophylli* zatím doloženo jen nevelkým počtem fytocenologických snímků. Existují údaje z Litoměřicka (Rydlo, nepubl.), středního Polabí (Rydlo 1998b, 2005a, 2006i), Vlašimska (Pešout 1992, 1996), Křivoklátska (Rydlo in Kolbek et al. 1999: 35–111), Příbramska (Rydlo 2006a), Písecka (Hejný 1959), Českobudějovicka (Šumberová, nepubl.), Šumavy (Vydrová & Pavlíčko 1999) a Znojemska (Rydlo 1995b). Údaje z tůní Orlice na Královéhradecku (Rydlo jun. 2008) nejsou podloženy fytocenologickými snímky. Malé množství údajů zřejmě souvisí s absencí spolehlivých determinačních znaků u *Batrachium trichophyllum* mimo dobu květu a plodu. Je tudíž pravděpodobné, že do této asociace by patřila i část snímků s určením dominantního lakušníku pouze do úrovně rodu.

Hospodářský význam a ohrožení. Společenstvo nemá přímé hospodářské využití, v rybnících

však poskytuje úkryt rybímu plůdku a přispívá k prokysličování vody. V aluviálních vodách je vhodnou podložkou pro tření fytofilních druhů ryb. *Potamo-Ranunculetum trichophylli* u nás nepatří k bezprostředně ohroženým typům vegetace. Potenciálně je ohrožuje ničení mělkých vod, regulace vodních toků a ústup tradičního hospodaření na plůdkových rybnících.

■ **Summary.** This association is dominated by *Batrachium trichophyllum*, an aquatic macrophyte with thread-like submerged leaves. It occurs in oligo-mesotrophic to eutrophic water bodies such as small fishponds, alluvial pools and ditches. It tolerates high water turbidity. In the Czech Republic this vegetation type is rather common, but there are few reliable records due to the difficulty in accurately identifying species of water crowfoots (*Batrachium*).

VBD03 *Potamo perfoliati--Ranunculetum circinati* Sauer 1937

Vegetace stojatých alkalických vod s lakušníkem okrouhlým

Tabulka 5, sloupec 6 (str. 222)

Orig. (Sauer 1937): *Potameto perfoliati-Ranunculetum circinati* (Sauer) (*Ranunculus circinatus* = *Batrachium circinatum*)

Syn.: *Ranunculetum circinati* Sauer 1937 (fantom), *Batrachietum circinati* (Bennema et Westhoff 1943) Segal 1965

Diagnostické druhy: ***Batrachium circinatum***, *Potamogeton crispus*

Konstantní druhy: ***Batrachium circinatum***, *Lemna minor*

Dominantní druhy: ***Batrachium circinatum***

Formální definice: *Batrachium circinatum* pokr. > 25 % NOT *Alisma gramineum* pokr. > 25 % NOT *Myriophyllum spicatum* pokr. > 25 % NOT *Nymphoides peltata* pokr. > 25 NOT *Potamogeton acutifolius* pokr. > 50 %

Struktura a druhové složení. Strukturu společenstva určuje dominantní lakušník okrouhlý (*Batrachium circinatum*), který tvoří jen submerzní vrstvu porostů, neboť nevytváří na hladině plovoucí listy. Jeho ponořené listy mají niťovité úkrojky rozprostřené v jedné rovině, která je obrácena směrem k vodní hladině, a tedy ke světlu. Rostliny druhu *B. circinatum* zaujímají ve vodním sloupci méně prostoru než například *B. aquatile*, a proto jsou zřejmě konkurenčně slabší, a porosty s dominancí tohoto druhu tudíž bývají druhově bohatší. Zpravidla v nich bylo zaznamenáno 3–5 druhů cévnatých rostlin na ploše 4–25 m^2, dosti časté jsou však i druhově bohatší porosty, s 6–9 druhy. Vedle dominanty se v porostech častěji objevují druhy *Lemna trisulca*, *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton crispus*, *P. pusillus* agg. a další vodní makrofyty. V Německu, odkud byla tato vegetace popsána, se v porostech častěji vyskytuje i *Potamogeton perfoliatus* (Sauer 1937). U nás byl společný výskyt těchto druhů v jednom porostu zaznamenán jen vzácně (Šumberová, nepubl.), což však zřejmě souvisí hlavně s ústupem *P. perfoliatus* ze stojatých vod a přetrvávání jeho populací převážně v tocích, tedy mimo stanoviště porostů *Batrachium circinatum*. Natantní vrstva porostů většinou chybí nebo je vyvinuta jen fragmentárně: nejčastěji ji tvoří *Lemna minor*. V květnu a červnu jsou tyto porosty nápadné velkým množstvím bíle zbarvených květů, které se vyvíjejí nad vodní hladinou. Podobně jako další druhy lakušníků se *Batrachium circinatum* může vyskytovat i v terestrické formě. V tomto stavu však druh není schopen přetrvávat delší dobu (Husák et al. in Hejný et al. 1988: 446–456) a zpravidla ani nevytváří porosty.

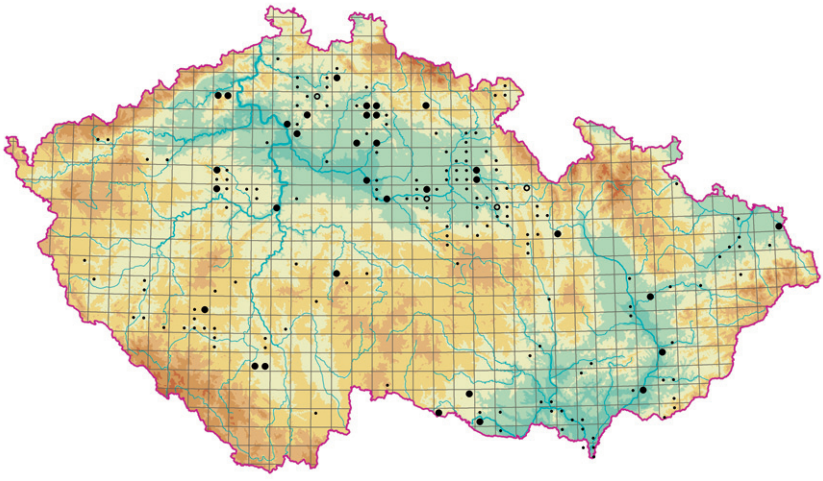
Stanoviště. Tato vegetace se vyskytuje převážně ve stojatých vodách, které většinou ani v létě nevysychají. Osídluje rybníky, zaplavené těžební jámy, hlubší říční ramena a aluviální tůně. Vody s výskytem této vegetace jsou mezotrofní až přirozeně eutrofní, průhledné a plně osluněné. Ze Skandinávie jsou však porosty *Batrachium circinatum* uváděny i z vod o velmi malé průhlednosti (Nurminen 2003). Hloubka vody na našich lokalitách většinou nepřesahuje 1 m, ale ze zahraničí je tato vegetace známa i z vod hlubokých několik metrů (Schratt in Grabherr & Mucina 1993: 55–78). Dno bývá tvořeno pískem, štěrkem, jílovitým nebo hlinitým bahnem. Substrátům s velkým podílem organické hmoty, např. sapropelovému bahnu, se toto společenstvo vyhýbá (Kłosowski 2006). Přesné údaje o chemismu vody a substrátu nejsou

z našeho území k dispozici, většinou však má voda i substrát větší obsah bazických iontů (Schratt in Grabherr & Mucina 1993: 55–78, Hejný in Moravec et al. 1995: 27–34). Na lokalitách v Polsku bylo zaznamenáno pH vody 7,0–8,7 a pH substrátu 6,8–7,6, velký obsah Na^+ a K^+ ve vodě a velký obsah PO_4^{3-} v substrátu (Tomaszewicz 1979, Kłosowski 2006). U nás se tato vegetace vyskytuje nejčastěji v nížinách a teplejších pahorkatinách. Vzhledem ke specifickým požadavkům na stanoviště, zejména dobrou průhlednost vody, takřka celoroční zaplavení a dostatek bazí v prostředí, u nás nepatří *Potamo-Ranunculetum circinati* k příliš hojným typům vegetace.

Dynamika a management. Jde o přirozenou makrofytní vegetaci vázanou na raná stadia sukcese mokřadů. S postupující sedimentací organického bahna ji nahrazuje zejména vegetace třídy *Lemnetea* a různé typy rákosin. V krajině bez vlivu člověka toto společenstvo zřejmě osídlovalo mladá říční ramena a zátočiny. V současnosti je jeho výskyt u nás soustředěn hlavně na antropogenní stanoviště. V naší literatuře je popisováno šíření porostů *Batrachium circinatum* v souvislosti s hnojením a vápněním rybníků (Hejný & Husák in Dykyjová & Květ 1978: 23–64, Hejný 1985, Husák et al. in Hejný et al. 1988: 446–456, Hejný in Moravec et al. 1995: 27–34), k tomu však zřejmě dochází jen při mírnější eutrofizaci nádrží. V rybnících se *Potamo-Ranunculetum circinati* často objevuje po předchozím odbahnění. Společenstvo je podporováno i zkráceným letněním, kdy ve velmi mělké vodě nebo na mokrém substrátu klíčí nažky dominantního lakušníku. Takové podmínky se v současnosti nejčastěji vyskytují v rybnících určených pro odchov váčkového plůdku. Zde je díky malému tlaku rybí obsádky možný rozvoj společenstva na větších plochách a jeho přetrvání po více než jedno vegetační období. Vhodný management této vegetace se liší podle stanoviště. V pískovnách a hlubších říčních ramenech většinou nejsou nutné žádné zásahy. V rybnících je vhodné občasné snížení vodní hladiny, aby mohlo společenstvo regenerovat ze semenné banky na dně nádrží. V menších rybářsky využívaných nádržích

Obr. 111. *Potamo perfoliati-Ranunculetum circinati*. Porost lakušníku okrouhlého (*Batrachium circinatum*) v rybníčku u Tchořovic na Blatensku. (K. Šumberová 2009.)

Fig. 111. A stand of *Batrachium circinatum* in a small fishpond near Tchořovice, Strakonice district, southern Bohemia.



Obr. 112. Rozšíření asociace VBD03 *Potamo perfoliati-Ranunculetum circinati*; existující fytocenologické snímky dávají dosti neúplný obraz skutečného rozšíření této asociace, proto jsou malými tečkami označena místa s výskytem diagnostického druhu *Batrachium circinatum* podle floristických databází.

Fig. 112. Distribution of the association VBD03 *Potamo perfoliati-Ranunculetum circinati*; available relevés provide an incomplete picture of the actual distribution of this association, therefore the sites with occurrence of its diagnostic species, *Batrachium circinatum*, according to floristic databases, are indicated by small dots.

je někdy nezbytné porosty omezit, přičemž obvykle postačuje jednorázové posečení na části plochy.

Rozšíření. Rozšíření tohoto společenstva se zřejmě z velké části překrývá s rozšířením jeho dominantního druhu *Batrachium circinatum*. Ten se vyskytuje v západní, severozápadní, střední a východní Evropě a na západní Sibiři. Asociace *Potamo-Ranunculetum circinati* byla doložena z Francie (Ferrez et al. 2009), Nizozemska (Schipper et al. in Schaminée et al. 1995: 65–108), Německa (Pott 1995, Rennwald 2000, Schubert et al. 2001a, Hilbig in Schubert et al. 2001b: 225–238, Berg et al. in Berg et al. 2004: 102–113), Polska (Matuszkiewicz 2007), Slovenska (Oťaheľová in Valachovič et al. 1995: 153–179), Rakouska (Schratt in Grabherr & Mucina 1993: 55–78), Chorvatska (Topić 1989), Ukrajiny (Dubyna 2006), Litvy (Korotkov et al. 1991, Balevičienė & Balevičius 2006), Estonska (Paal & Trei 2004), Finska (Nurminen 2003) a ruského Baškortostánu (Jamalov et al. 2004). Mimo Evropu nebylo *Potamo-Ranunculetum circinati* dosud zjištěno. V České republice byla tato vegetace častěji zaznamenána v Českém středohoří (Rydlo 2006e), na Dokesku (Neuhäusl & Neuhäuslová 1965, Turoňová 1985), Mělnicku (Husák & Rydlo 1985, Rydlo 2006b), v Českém ráji (Černohous & Husák 1986, Rydlo 1999b), na Nymbursku, Poděbradsku a Kolínsku (Rydlo 2002, 2005a), Pardubicku (Černohous & Husák 1986), v Poorličí (Černohous & Husák 1986, Rydlo jun. 2008), Českobudějovické pánvi (Hroudová, nepubl., Šumberová, nepubl.), Znojemsku (Rydlo 1995b, Rydlo, nepubl.), v dolním Pomoraví (Sedláčková 1980, Šeda & Šponar 1982) a Ostravské pánvi (Koutecká 1980, bez bližší lokalizace, Kovářová, nepubl.). Vzácné údaje o výskytu této vegetace jsou dále k dispozici z Prahy (Rydlo, nepubl.), Křivoklátska (Rydlo in Kolbek et al. 1999: 35–111), Rakovnicka a Blatenska (Šumberová, nepubl.), Vlašimska (Pešout 1992), podhůří Krkonoš (Stránská 2007), Lanškrounska (Jirásek 1992) a Přerovska (Hradílek 1992).

Hospodářský význam a ohrožení. Tato vegetace je významná zejména pro ochranu biodiverzity mokřadů, neboť se v ní mohou vyskytovat některé ohrožené druhy rostlin, např. *Alisma gramineum* (Holub & Procházka 2000). Ve volných vodách i v rybnících porosty této asociace přispívají k obohacení prostředí o kyslík a jsou úkrytem a prostředím pro rozmnožování ryb a dalších vodních živočichů. Rozsáhlé a husté porosty v eutrofním

prostředí však mohou vést k posunům pH vody do silně zásaditých hodnot, které jsou pro vodní organismy toxické.

■ **Summary.** This vegetation type is dominated by *Batrachium circinatum*, an aquatic macrophyte which possesses only submerged leaves. It occurs in mesotrophic to naturally eutrophic, still, clear and well insolated water which rarely or never dries out. Habitats include fishponds, flooded sand or loam pits, deep oxbows and alluvial pools in early stages of terrestrialization. This association occurs in lowland and colline areas, but it is not common due to its requirements for high water transparency.

VBD04 *Batrachietum rionii* Hejný et Husák in Dykyjová et Květ 1978

Vegetace mělkých brakických vod s lakušníkem Rionovým

Tabulka 5, sloupec 7 (str. 222)

Orig. (Hejný & Husák in Dykyjová & Květ 1978: 23–64): *Batrachietum rionii* Hejný et Husák ass. nova

Diagnostické druhy: *Batrachium baudotii*, ***B. rionii***, ***Veronica catenata***
Konstantní druhy: ***Batrachium rionii***, *Lemna minor*
Dominantní druhy: ***Batrachium baudotii***, ***B. rionii***, ***Lemna trisulca***, ***Ranunculus sceleratus***

Formální definice: *Batrachium rionii* pokr. > 25 %

Struktura a druhové složení. Strukturu společenstva určuje dominantní lakušník Rionův (*Batrachium rionii*). Tento druh vytváří pouze ponořené listy s všesměrně rozestálými úkrojky. Ve srovnání s našimi ostatními lakušníky vytváří málo biomasy a jeho porosty jsou většinou rozvolněné. Vedle drobných pleustofytů, zejména *Lemna gibba*, se zde proto mohou ve větší míře uplatnit i další ponořené makrofyty, např. *Ceratophyllum submersum*, *Potamogeton pectinatus* a *Zannichellia palustris*. Po poklesu vodní hladiny pod povrch půdy vytváří *Batrachium rionii* terestrickou formu. Do těchto porostů na obnaženém dně vstupují jednoleté vlhkomilné druhy, např. *Juncus ranarius*, *Ranunculus sceleratus a Veronica catenata*; některé z nich mohou postupně dosáhnout i velké pokryvnosti. Dále se objevují juvenilní exempláře druhů rákosin, např. *Oenanthe aquatica* a *Phragmites australis*. Ve fytocenologických snímcích této vegetace u nás bylo nejčastěji zaznamenáno 4–7 druhů na ploše 5–20 m^2, v porostech na obnaženém dně však až 12 druhů.

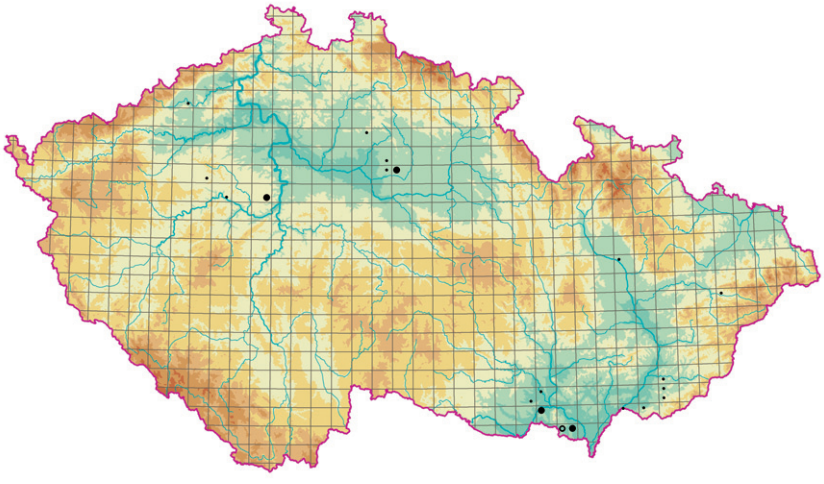
Stanoviště. Tato vegetace se vyskytuje v mělkých prohřátých rybnících nebo na rybničních okrajích, v tůních nebo jiných vodních nádržích. Zasahuje do hloubek 20–60 cm (Hejný & Husák in Dykyjová & Květ 1978: 23–64). Stanoviště jsou plně osluněná. Substrát dna je jílovitý, hlinitý nebo písčitý, někdy s tenkou vrstvou organického bahna, ale hlubokým organickým substrátům se společenstvo vyhýbá. Vody jsou zpravidla přirozeně eutrofní, s velkým obsahem chloridů, síranů, uhličitanů a iontů vápníku, sodíku, hořčíku a draslíku (Husák et al. in Hejný et al. 1988: 446–456). Chemismus vod na našich lokalitách souvisí převážně s pronikáním solí z podloží a mimo oblasti výskytu slanisk může být ovlivněn výskytem větších kolonií vodních ptáků. Asociace *Batrachietum rionii* je uváděna jako geografický vikariant asociace

Obr. 113. *Batrachietum rionii.* Porost lakušníku Rionova (*Batrachium rionii*) v rybníčku v Žehuňské oboře na Nymbursku. (A. Vydrová 2007.)
Fig. 113. *Batrachium rionii* on the exposed bottom of a small fishpond near Žehuň, Nymburk district, central Bohemia.

Ranunculetum baudotii, která je vázána hlavně na přímořské oblasti s výskytem slanisk (Hejný in Moravec et al. 1995: 27–34). Na našem území se však obě asociace střetávají a vznikají mezi nimi i přechody. K dalším kontaktním společenstvům této vegetace patří zejména asociace *Potametum pectinati* a *Parvo-Potamo-Zannichellietum pedicellatae*, které navazují směrem dále od břehu, kde již voda v letním období nevysychá (Hejný & Husák in Dykyjová & Květ 1978: 23–64).

Dynamika a management. Jde o raně sukcesní přirozenou vegetaci mělkých zasolených vod, která s postupnou sedimentací organického bahna ustupuje společenstvům třídy *Lemnetea*, zejména *Ceratophylletum demersi* a *Lemnetum gibbae*, někdy i *Potamo-Ceratophylletum submersi*. Ve velmi mělkých vodách nebo na rybnících během letnění se na stanoviště asociace *Batrachietum rionii* mohou šířit i rákosiny, zejména *Phragmitetum australis* a *Typhetum angustifoliae*. Je pravděpodobné, že v minulosti byla tato vegetace zejména na jižní Moravě častější, k jejímu ústupu však zřejmě došlo již v 19. století po vysušení rozsáhlých slaných mokřadů (Fiala & Květ 1984, Grulich 1987). Tyto plochy jsou dnes z větší části zarostlé rákosinami. Management této vegetace by měl zahrnovat občasné snížení vodní hladiny, neboť podobně jako u většiny lakušníků stojatých vod i u *Batrachium rionii* za těchto podmínek masově klíčí semena. Letnění zaměřené na podporu tohoto společenstva by však kvůli možnému šíření rákosin nemělo trvat celé vegetační období. Ideální je snížení vodní hladiny ke konci léta; k tomu v našich podmínkách často dochází samovolně vlivem nedostatku srážek. Hlavně v mělkých vodách bez možnosti regulace výšky vodního sloupce je někdy potřeba omezovat pobřežní vegetaci. Vhodná je i eliminace konkurenčně silnějších makrofytů s velkou biomasou, které urychlují organické zabahnění stanoviště. Někdy může být nezbytné i mechanické odstranění hlubokých organických sedimentů. Tomu by měl předcházet průzkum semenné banky v substrátu, aby spolu s bahnem nebyly zcela odstraněny také diaspory *B. rionii* a dalších cennějších druhů.

Rozšíření. Dominantní druh *Batrachium rionii* je rozšířen v kontinentálních oblastech Evropy s výskytem vnitrozemských slanisk, odkud zasahuje i do severní a jižní Afriky a Asie od Turecka až po Čínu a Japonsko (Husák et al. in Hejný et



Obr. 114. Rozšíření asociace VBD04 *Batrachietum rionii*; existující fytocenologické snímky dávají dosti neúplný obraz skutečného rozšíření této asociace, proto jsou malými tečkami označena místa s výskytem diagnostického druhu *Batrachium rionii* podle floristických databází.

Fig. 114. Distribution of the association VBD04 *Batrachietum rionii*; available relevés provide an incomplete picture of the actual distribution of this association, therefore the sites with occurrence of its diagnostic species, *Batrachium rionii*, according to floristic databases, are indicated by small dots.

al. 1988: 446–456). V těchto oblastech lze předpokládat i výskyt asociace *Batrachietum rionii*. Ta je dosud uváděna jen z dolního Povolží v Rusku (Korotkov et al. 1991), Slovenska (Hrivnák & Csiky 2009, Kubalová 2009), Ukrajiny (Dubyna 2006) a pravděpodobně zasahuje i do Maďarska (Hrivnák & Csiky 2009). Zřejmě se nachází i jinde, ale uniká pozornosti kvůli efemérnímu výskytu a celkové vzácnosti. U nás se vyskytuje v nejteplejších oblastech, ale fytocenologickými snímky je doložena vzácně, protože její výskyt je často přechodný. Dosavadní snímky pocházejí z Prahy-Stodůlek (Rydlo, nepubl.), od Choťovic na Kolínsku (Rydlo 2005a), z dolního Podyjí od Brodu nad Dyjí (Husák, nepubl.) a z rybníků Nesyt (Hejný & Husák in Dykyjová & Květ 1978: 23–64) a Hlohovecký (Šumberová, nepubl.) poblíž Lednice. V okolí Lednice a Valtic na Břeclavsku bylo toto společenstvo v minulosti pozorováno i na dalších rybnících (Husák in Hrib 2007: 76–92, Šumberová, nepubl.), fytocenologické snímky však nejsou k dispozici. Pravděpodobný je i výskyt v severozápadních Čechách (Hejný in Moravec et al. 1995: 27–34).

Variabilita. Druhovým složením se výrazně liší porosty v mělké vodě, do nichž vstupují další vodní makrofyty eutrofních vod, a porosty na obnaženém dně, v nichž se objevují vlhkomilné jednoleté byliny. Vzhledem k malému počtu fytocenologických snímků však variabilitu systematicky nehodnotíme.

Hospodářský význam a ohrožení. Tato vegetace má význam hlavně pro ochranu biodiverzity mokřadů na slaných půdách, které jsou v České republice vzácné. *Batrachium rionii* je u nás považováno za silně ohrožený druh (Holub & Procházka 2000). Ve společenstvu se někdy vyskytují i další ohrožené druhy rostlin, např. kriticky ohrožené *B. baudotii* a *Ceratophyllum submersum*. Některé z nich, stejně jako další vodní makrofyty s velkou biomasou, však mohou být při početnějším výskytu pro porosty *Batrachium rionii* nežádoucí konkurencí. *Batrachietum rionii* je ohroženo úbytkem stanovišť v důsledku jejich zazemňování nebo přímého ničení a změnami v rybničním hospodaření.

■ **Summary.** This vegetation type is dominated by *Batrachium rionii*, an aquatic macrophyte with submerged leaves, which forms open stands with less biomass than typically produced by other *Batrachium* species. It occurs in shallow, warm fishpond margins and pools at depths of 20–60 cm. Water is naturally eutrophic, with elevated salt concentrations. It is a rare vegetation type confined to warm areas, recorded in central Bohemia and southernmost Moravia.

VBD05
Ranunculetum baudotii Hocquette 1927
Vegetace mělkých mírně slaných vod s lakušníkem Baudotovým

Tabulka 5, sloupec 8 (str. 222)

Orig. (Hocquette 1927): Association à *Ranunculus Baudotii* (*Ranunculus baudotii* = *Batrachium baudotii*)
Syn.: *Batrachietum baudotii* Br.-Bl. in Br.-Bl. et al. 1952

Diagnostické druhy: ***Batrachium baudotii***
Konstantní druhy: *Alisma lanceolatum*, *Alopecurus aequalis*, ***Batrachium baudotii***, *Butomus umbellatus*, *Lemna minor*, *Limosella aquatica*, *Lythrum salicaria*, *Persicaria amphibia*, *Ranunculus sceleratus*, *Rorippa sylvestris*, *Rumex crispus*
Dominantní druhy: ***Batrachium baudotii***

Formální definice: *Batrachium baudotii* pokr. > 25 % NOT *Batrachium rionii* pokr. > 25 %

Struktura a druhové složení. Jde o druhově chudé společenstvo, v němž dominuje lakušník Baudotův (*Batrachium baudotii*), vytvářející ponořené a v menší míře i natantní listy, a s malou pokryvností se vyskytují některé další vodní makrofyty, např. *Lemna minor*. To se týká i porostů ze západní a jihozápadní Evropy, kde je toto společenstvo běžnější a vyvíjí se na větších plochách než u nás (např. Cirujano 1980). Porosty jsou zpravidla rozvolněné a po poklesu vodní hladiny do nich mohou vstupovat některé druhy obnažených den. Z našeho území jsou k dispozici pouze dva fytocenologické snímky, z nichž jeden představuje druhově chudý typ společenstva v hlubší vodě (2 druhy cévnatých rostlin na ploše 20 m^2) a druhý lze přiřadit k druhově bohatšímu typu periodických vod (10 druhů cévnatých rostlin na ploše 20 m^2).

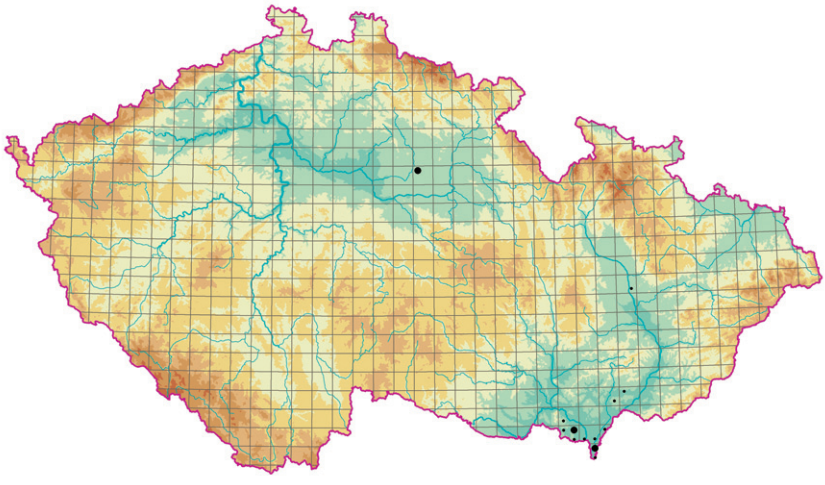
Stanoviště. U nás je tato vegetace velmi vzácná a zatím byla pozorována pouze v menších rybnících, mělkých periodických mokřadech a melioračních kanálech. Ze zahraničí je uváděna i ze slaných bažinných komplexů na mořském pobřeží, říčních delt a mrtvých ramen (Cirujano 1980, Velayos et al. 1984, Grillas 1990, Dierßen 1996). Společenstvo je u nás i v zahraničí vázáno na osluněná stanoviště, která v létě vysychají a mají jílovité nebo písčité dno bez hlubší vrstvy organického bahna (Cirujano 1980, Grillas 1990, Doll 1991b, Hilbig in Schubert et al. 2001b: 225–338). Stanoviště jsou zpravidla bohatá bazickými ionty a společenstvo bývá často nalézáno v brakických vodách (Cirujano 1980, Doll 1991b, Rodwell 1995, Dierßen 1996, Hilbig in Schubert et al. 2001b: 225–338). Obvykle jde o vody eutrofní, avšak dobře průhledné. V severní Evropě je tato vegetace vázána hlavně na stanoviště blízko sídel, která jsou výrazně obohacována dusíkem a fosforem (Doll 1991b, Dierßen 1996). V jižní části areálu se může vyskytovat i ve vodách s relativně malým obsahem bazických iontů a chloridů a neutrálním nebo slabě alkalickým pH (např. pH 7,5, Velayos et al. 1984). V rybníčku Aloch I u Valtic se pH vody z porostů této asociace pohybovalo v rozmezí 7,5–8,4. Obsah dusíku a fosforu odpovídal přirozeně eutrofní vodě, charakteristický byl vyšší obsah chloridů (Husák in Hrib 2007: 61–63). U nás je toto společenstvo známo jen z teplých a suchých oblastí, což však zřejmě souvisí s vazbou na vody a substráty bohaté bázemi. Lokality leží v říčních nivách a lesních celcích, kde je vyšší vlhkost vzduchu. Areál společenstva zahrnuje především srážkově bohaté atlantské oblasti s vysokými srážkovými úhrny, čímž se liší od asociace *Batrachietum rionii*, která je rozšířena v kontinentálně laděných oblastech Evropy.

Dynamika a management. Jde o přirozenou vegetaci mělkých vod v raném stadiu sukcese. S ukládáním organického sedimentu na dně nádrží *Ranunculetum baudotii* ustupuje vegetaci makrofytních druhů s širší ekologickou amplitudou (např. *Myriophyllum spicatum* a *Potamogeton pectinatus*)

Obr. 115. *Ranunculetum baudotii*. Porost lakušníku Baudotova (*Batrachium baudotii*) v zatopené pískovně u obce Stará Voda na Královéhradecku (Z. Kaplan 2011.)
Fig. 115. *Batrachium baudotii* in a flooded sand pit near Stará Voda, Hradec Králové district, eastern Bohemia.

nebo společenstvům s optimem výskytu v zabahněných nádržích, zejména ze třídy *Lemnetea*. Pro udržení a obnovu porostů *Batrachium baudotii* je důležité odstraňování organického sedimentu (Watt et al. 2007) a periodický pokles vodní hladiny, který omezuje sedimentaci organického bahna a zároveň umožňuje vyklíčení semen *B. baudotii* ze semenné banky (Bonis & Lepart 1994, Bonis et al. 1995). Studie z jižní Francie dokládají udržení klíčivosti semen nejméně po dobu 10 let (Bonis & Lepart 1994), pravděpodobně je však výrazně delší. Při absenci mechanického narušování v mělkých mokřadech je *Ranunculetum baudotii* zpravidla nahrazováno různými typy rákosin, např. *Phragmitetum australis*. Vhodným preventivním opatřením je pastva (Rodwell 1995, Meslèard et al. 1999). U *Batrachium baudotii* byla experimentálně prokázána větší tvorba biomasy, a tím i květů a plodů, při koncentraci 2 $g.l^{-1}$ Cl^- než při absenci chloridů ve vodném roztoku (Bonis et al. 1993, Grillas et al. 1993). V tomto prostředí je tento druh patrně konkurenčně silnější, zatímco řada běžnějších vodních makrofytů je zde oslabena (Grillas et al. 1993). V minulosti od nás toto společenstvo nebylo uváděno, a proto chybějí přesnější údaje o jeho dlouhodobé dynamice. Je možné, že podobně jako *Batrachietum rionii*, ustoupilo i *Ranunculetum baudotii* po vysušení slaných mokřadů již v 19. století a později po regulacích vodních toků ve druhé polovině 20. století.

Rozšíření. Diagnostický druh této asociace, *Batrachium baudotii*, se vyskytuje pouze v Evropě a severní Africe a vyznačuje se výrazně atlantským areálem (Hultén & Fries 1986, Husák et al. in Hejný et al. 1988: 446–456). Naše lokality leží zřejmě při východní hranici rozšíření druhu i společenstva. *Ranunculetum baudotii* bylo doloženo z Velké Británie (Rodwell 1995), Pyrenejského poloostrova (Izco et al. 2000, Ninot et al. 2000, Rivas-Martínez et al. 2001), Francie (Hocquette 1927, Braun-Blanquet et al. 1952), Belgie (Hocquette 1927), Nizozemska (Schipper et al. in Schaminée et al. 1995: 65–108), Německa (Doll 1991b, Pott 1995, Rennwald 2000, Hilbig in Schubert et al. 2001b: 225–238) a Polska (Spałek, nepubl.). V Rakousku je výskyt asociace nejistý (Schratt in Grabherr & Mucina 1993: 55–78). V některých zemích pravděpodobně není toto společenstvo rozlišováno. V České republice bylo toto společenstvo doloženo fytocenologickými snímky pouze ze zatopené pískovny u Staré Vody na Královéhradecku (Kaplan, nepubl.), soustavy lesních rybníčků na potoce Aloch u Valtic na Břeclavsku (Husák in Hrib 2007: 76–92) a z oblasti soutoku



Obr. 116. Rozšíření asociace VBD05 *Ranunculetum baudotii*; existující fytocenologické snímky dávají dosti neúplný obraz skutečného rozšíření této asociace, proto jsou malými tečkami označena místa s výskytem diagnostického druhu *Batrachium baudotii* podle floristických databází.

Fig. 116. Distribution of the association VBD05 *Ranunculetum baudotii*; available relevés provide an incomplete picture of the actual distribution of this association, therefore the sites with occurrence of its diagnostic species, *Batrachium baudotii*, according to floristic databases, are indicated by small dots.

Moravy a Dyje (Šumberová, nepubl.). Údaj z rybníčku u Kostomlat nad Labem (Rydlo 1995e) se ve skutečnosti vztahuje k asociaci *Ranunculetum aquatilis*, což ukázala revize herbářového materiálu (Rydlo 2005a).

Hospodářský význam a ohrožení. Tato vegetace nemá přímé hospodářské využití. Ve volných vodách i v menších rybnících může poskytovat úkryt rybímu plůdku a sloužit jako podložka pro tření. Největší význam má však *Ranunculetum baudotii* pro ochranu biodiverzity, neboť jde o vzácné a ohrožené společenstvo u nás nepříliš častých slaných vod. Druh *Batrachium baudotii* je v České republice kriticky ohrožený (Holub & Procházka 2000). Někdy se ve společenstvu objevují i další vzácné druhy rostlin, zejména silně ohrožené *B. rionii*.

■ **Summary.** This vegetation type is dominated by *Batrachium baudotii*, an aquatic macrophyte with both submerged and natant leaves. It occurs in eutrophic water bodies, often with a high salt concentration, which are well insolated and dry out in summer. In the Czech Republic, this is a rare community, which has been recorded only in small fishponds and shallow periodic wetlands and channels in the warm areas of southernmost Moravia.

VBD06 *Hottonietum palustris* Sauer 1947

Vegetace mělkých tůní a struh s žebratkou bahenní

Tabulka 5, sloupec 9 (str. 222)

Orig. (Sauer 1947): *Hottonia palustris*-Assoziation
Syn.: *Hottonietum palustris* Tüxen 1937 prov. (§ 3b), *Callitricho-Hottonietum* (Tüxen 1937) Segal 1965, *Ranunculo-Hottonietum* (Tüxen 1937) Oberdorfer et al. 1967 p. p.

Diagnostické druhy: ***Hottonia palustris***, *Lemna trisulca*
Konstantní druhy: ***Hottonia palustris***, *Lemna minor*
Dominantní druhy: ***Hottonia palustris***, *Lemna minor*

Formální definice: *Hottonia palustris* pokr. > 25 % NOT *Carex acuta* pokr. > 25 % NOT *Carex vesicaria* pokr. > 25 % NOT *Oenanthe aquatica* pokr. > 25 %

Struktura a druhové složení. Strukturu společenstva určuje dominantní ponořená žebratka bahenní (*Hottonia palustris*). Vyznačuje se přesleny živě zelených až světle zelených peřenosečných listů na dlouhých lodyhách. Společenstvo je zvláště nápadné na počátku léta, kdy *H. palustris* vytváří nad vodní hladinou hrozny bělavých až narůžovělých květů; kvetení však často bývá omezeno jen na některé porosty. Z dalších druhů vodních makrofytů se častěji vyskytují okřehky (zejména *Lemna minor* a *L. trisulca*), hvězdoše (např. *Callitriche cophocarpa* a *C. stagnalis*) a některé úzkolisté rdesty (např. *Potamogeton pusillus* agg. a *P. trichoides*). Po poklesu vodní hladiny pod povrch substrátu vytváří *Hottonia palustris* terestrickou formu se zkrácenými lodyhami, takže listy vytvářejí při povrchu substrátu hustou růžici. Vedle obojživelných vodních makrofytů se v této vegetaci vyskytují druhy jako *Bidens frondosa*, *Persicaria hydropiper* a další jednoletky obnažených den. Nezřídka do těchto porostů pronikají i druhy rákosin, např. *Alisma plantago-aquatica*, *Oenanthe aquatica* a *Rorippa amphibia*. Tato asociace patří v rámci svazu *Ranunculion aquatilis* i třídy *Potametea* k druhově nejbohatším. V porostech bylo zaznamenáno nejčastěji 6–8 druhů na ploše 4–20 m^2, porosty na obnaženém dně jsou však výrazně druhově bohatší a na srovnatelně velké ploše se v nich běžně vyskytuje více než 10 druhů cévnatých rostlin.

Stanoviště. Společenstvo je u nás známo pouze ze stojatých vod, zejména v říčních aluviích. Osídluje mrtvá ramena, tůně, meliorační příkopy, periodicky zaplavené strouhy a pískovny. Velmi vzácně se může vyskytnout i v rybnících, častější je však v komplexech bažinných olšin s mělkými tůňkami, které na některé rybníky navazují. Jde o plně osluněná nebo zastíněná stanoviště zpravidla s mezotrofní až eutrofní vodou o hloubce do 50 cm. Dno je písčité, jílovité nebo hlinité, většinou se silnou vrstvou sapropelového bahna, které se po opadu vody udržuje dlouho mokré, a často i s nerozloženým organickým detritem na povrchu. Na trvale zamokřených substrátech, např. na místech s průsakem podzemní vody, však může sapropelová vrstva chybět. Přesnější údaje k chemismu vody ani substrátu nejsou z našeho

Obr. 117. *Hottonietum palustris*. Porost žebratky bahenní (*Hottonia palustris*) v tůni u Lužnice východně od Třeboně. (J. Navrátilová 2005.)
Fig. 117. A stand of *Hottonia palustris* in a pool near the Lužnice river east of Třeboň, southern Bohemia.

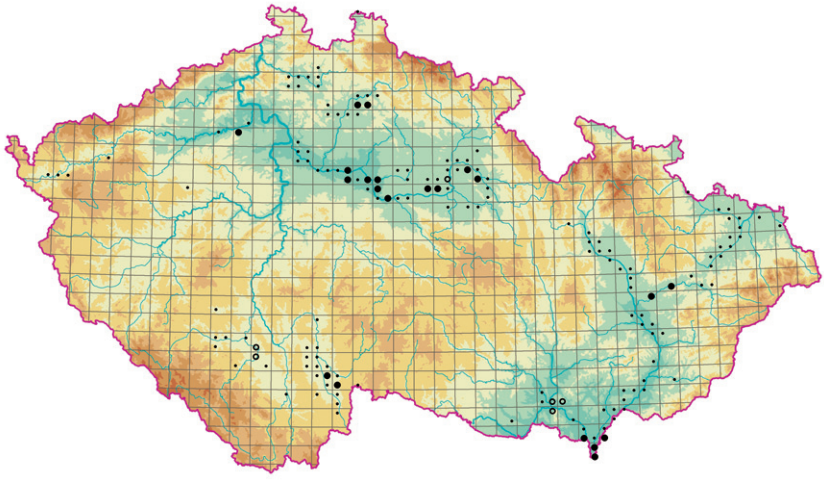
území k dispozici. Ze zahraničí je uváděn středně velký obsah nitrátů a fosfátů, ale malý obsah amonných iontů (Doll 1991b), a pH vody 5–8 (Géhu 1961, Tomaszewicz 1979, Doll 1991b). Obsah bazických iontů na stanovištích této vegetace je většinou malý (Doll 1991b, Oťaheľová in Valachovič et al. 1995: 153–179). Společenstvo má zřejmě ve vztahu k chemismu vody a substrátu širší ekologickou amplitudu; vliv bazického podloží zde může být zeslaben vrstvou organického bahna. Dobře snáší pokles hladiny vody pod povrch substrátu, podmínkou je však udržení dostatečné vlhkosti. U nás se vyskytuje hlavně v teplých oblastech, kde se váže na nivy velkých řek nebo mokřady uvnitř velkých lesních celků.

Dynamika a management. Jde o přirozenou vegetaci, která byla v minulosti vázána na mělké aluviální mokřady. Může se objevit již v rané fázi sukcese vegetace a na stanovišti přetrvávat i v období kumulace hlubokého organického sedimentu. Ustupuje až v takové fázi zazemnění, kdy vysychá substrát dna a šíří se rákosiny. Na rozdíl od většiny ostatních společenstev svazu *Ranunculion aquatilis* toto společenstvo ve větší míře neosídluje a ani v minulosti neosídlovalo rybníky. Příčinou může být zimní nebo letní vypouštění rybníků, při čemž dno promrzá nebo vysychá. *Hottonia palustris* přezimuje ve vodách v zeleném stavu (Barrat-Segretain 1996), není však odolná vůči mrazu nebo úplnému vyschnutí substrátu (Hejný 1960, Hejný & Husák in Dykyjová & Květ 1978: 23–64, Hrivnák 2006). Vytváří velké množství semen, jejichž pomocí pravděpodobně dlouhodobě přečkává nepříznivé podmínky v půdní semenné bance. Semena klíčí za různých teplot, a to na mokrém substrátu i při zaplavení. V substrátu nezakořeněné semenáčky mohou být přenášeny vodou na značné vzdálenosti (Brock et al. 1989). U nás se však semena zřejmě tvoří jen vzácně

Obr. 118. *Hottonietum palustris.* Terestrická forma žebratky bahenní (*Hottonia palustris*) na zamokřeném dně pískovny v oblasti soutoku Moravy a Dyje na Břeclavsku. (K. Šumberová 2008.)
Fig. 118. The terrestrial form of *Hottonia palustris* on the wet bottom of a sand pit near the confluence of the Morava and Dyje rivers, Břeclav district, southern Moravia.

a převažuje vegetativní rozmnožování. Zatímco například terestrické formy druhů rodu *Batrachium* a *Callitriche* ve větší míře kvetou a plodí, takže i po uschnutí rostlin je v dalších letech možná obnova porostů ze semenné banky, *Hottonia palustris* zůstává za těchto podmínek sterilní a její plodnost je omezena i při zaplavení substrátu. Hejný (1960) popisuje specifické teplotní a vlhkostní podmínky podmiňující kvetení, které ale na našich lokalitách zřejmě nenastávají každoročně. V Evropě *Hottonietum palustris* ustoupilo vlivem regulací vodních toků, meliorací, silné eutrofizace a ničení aluviálních vod (Schratt in Grabherr & Mucina 1993: 55–78, Rennwald 2000, Hrivnák 2006). Hejný (1985) poukazuje i na ústup z rybníků vlivem intenzivního rybničního hospodaření. Jen malá část našich historických lokalit této asociace se však nacházela v rybnících nebo jejich bezprostřední blízkosti, takže změny v rybničním hospodaření asi neměly na současnou četnost výskytu společenstva velký vliv. Tato vegetace většinou nevyžaduje žádný management. V mělkých vodách o malé rozloze je vhodné brzdit sukcesi konkurenčně silné vegetace, např. rákosin. Důležité je zajištění stabilního vodního režimu, k čemuž například v jihomoravských lužních lesích přispívá řízené zaplavování (Vicherek et al. 2000). K obnově této vegetace na stanovištích, kde vlivem pokročilé sukcese voda na delší dobu vysychá, může přispět i odstranění hlubokého organického sedimentu. Předpokladem je existence porostů *Hottonia palustris* v blízkém okolí. Tak se tato vegetace rozšířila například do obnoveného systému zavlažovacích kanálů v oblasti soutoku Moravy a Dyje (Vicherek et al. 2000).

Rozšíření. Areál této asociace se z velké části překrývá s rozšířením dominantního druhu *Hottonia palustris*. Ten je hojný zejména v západní a střední Evropě, na sever zasahuje do jižní Skandinávie, na východ do středního Povolží a na západní Sibiř



Obr. 119. Rozšíření asociace VBD06 *Hottonietum palustris*; existující fytocenologické snímky dávají dosti neúplný obraz skutečného rozšíření této asociace, proto jsou malými tečkami označena místa s výskytem diagnostického druhu *Hottonia palustris* podle floristických databází.

Fig. 119. Distribution of the association VBD06 *Hottonietum palustris*; available relevés provide an incomplete picture of the actual distribution of this association, therefore the sites with occurrence of its diagnostic species, *Hottonia palustris*, according to floristic databases, are indicated by small dots.

a na jih do střední Itálie, střední části Balkánského poloostrova a na sever Turecka (Meusel et al. 1978, Hultén & Fries 1986). *Hottonietum palustris* bylo zatím doloženo z Francie (Julve 1993, Ferrez et al. 2009), Nizozemska (Schipper et al. in Schaminée et al. 1995: 65–108), jižní Skandinávie (Dierßen 1996, Lawesson 2004), Německa (Doll 1991b, Pott 1995, Görs in Oberdorfer 1998: 108–118, Rennwald 2000, Schubert et al. 2001a, Hilbig in Schubert et al. 2001b: 225–238, Berg et al. in Berg et al. 2004: 102–113), Polska (Matuszkiewicz 2007), Litvy (Korotkov et al. 1991), Slovenska (Oťaheľová in Valachovič et al. 1995: 153–179), Rakouska (Schratt in Grabherr & Mucina 1993: 55–78), Maďarska (Borhidi 2003), Ukrajiny (Dubyna 2006), Rumunska (Popescu & Coldea in Coldea 1997: 36–53), Srbska (Kojić et al. 1998), Chorvatska (Topić 1989) a Bosny a Hercegoviny (Jasprica & Carić 2002). V České republice pochází většina údajů z Českého ráje (Rydlo 1999b), Kolínska, Poděbradska a Nymburska (Husák & Rydlo 1985, Rydlo 1993b, 2002, 2005a), Pardubicka (Černohous & Husák 1986) a dolního Podyjí a Pomoraví (Fiala 1964, Vicherek 1960, Vicherek et al. 2000, Šumberová, nepubl.). Vzácně bylo společenstvo zaznamenáno i v jižních Čechách na Vodňansku, Protivínsku (Hejný, nepubl.) a Třeboňsku (Albrecht & Urban 1986), v dolním Poohří (Rydlo, nepubl.), dolním Poorličí (Rydlo jun. 2008) a dolním Pobečví (Hradílek & Duchoslav 2007, Filippovová, nepubl.).

Hospodářský význam a ohrožení. *Hottonia palustris* bývá pro svůj okrasný vzhled a nepříliš rychlý růst používána do zahradních jezírek a akvárií (Mabberley 1996, Hejný in Hejný 2000a: 68). V přírodě poskytují její porosty úkryt a prostředí pro rozmnožování rybám a některým bezobratlým. *Hottonietum palustris* je celoevropsky ohrožené společenstvo (Schratt in Grabherr & Mucina 1993: 55–78, Hejný in Moravec et al. 1995: 27–34, Oťaheľová in Valachovič et al. 1995: 153–179, Rennwald 2000), ve kterém se vyskytují další ohrožené druhy rostlin. Vedle ohroženého druhu *Hottonia palustris* je to například kriticky ohrožené *Ceratophyllum submersum* a silně ohrožený *Potamogeton trichoides* (Holub & Procházka 2000). Tato vegetace je ohrožena hlavně rychlou sukcesí v mokřadech, jejich vysycháním a regulacemi menších vodních toků.

■ **Summary.** This vegetation type is dominated by *Hottonia palustris*, which has submerged leaves and conspicuous flowers above the water surface. In habitats which dry out in summer this species occurs in a terrestrial growth form. It occurs in mesotrophic to eutrophic still wa-

ter up to 50 cm deep, including in oxbows, alluvial pools, channels, periodically flooded ditches and sand pits. It is rare in fishponds. Occurrences are scattered throughout the warm areas of the Czech Republic.

VBD07 *Callitrichetum hermaphroditicae* Černohous et Husák 1986

Vegetace mělkých mezotrofních vod s hvězdošem podzimním

Tabulka 5, sloupec 10 (str. 222)

Orig. (Černohous & Husák 1986): *Callitrichetum hermaphroditicae* Černohous et Husák ass. nova

Syn.: *Callitrichetum hermaphroditicae* Looman 1986 (§ 5)

Diagnostické druhy: ***Batrachium trichophyllum***, ***Callitriche hermaphroditica***, *Ceratophyllum demersum*, *Elatine hydropiper*, *Elodea canadensis*, ***Lemna trisulca***, ***Myriophyllum spicatum***

Konstantní druhy: *Batrachium trichophyllum*, ***Callitriche hermaphroditica***, *Ceratophyllum demersum*, *Elodea canadensis*, *Lemna trisulca*, *Myriophyllum spicatum*

Dominantní druhy: ***Callitriche hermaphroditica***

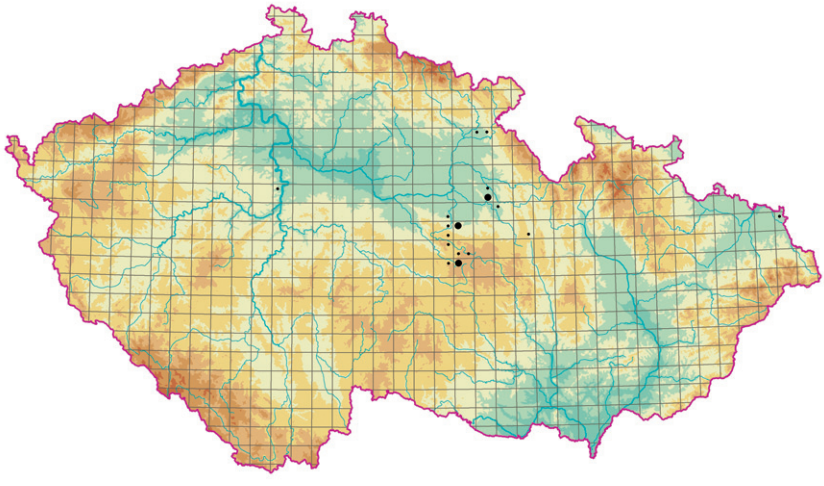
Formální definice: *Callitriche hermaphroditica* pokr. > 25 %

Struktura a druhové složení. Ve společenstvu dominuje hvězdoš podzimní (*Callitriche hermaphroditica*), který vytváří výhradně submerzní porosty o pokryvnosti asi 50–80 %. Z dalších vodních makrofytů se v porostech vyskytují např. *Batrachium trichophyllum*, *Ceratophyllum demersum* a *Lemna trisulca*. Počet druhů cévnatých rostlin se nejčastěji pohybuje v rozmezí 4–7 na ploše 50–100 m^2. Společenstvo se vyvíjí později během vegetačního období, takže jeho porosty jsou zpravidla nejlépe pozorovatelné koncem léta až začátkem podzimu.

Stanoviště. U nás byla tato vegetace zaznamenána pouze v extenzivně obhospodařovaných rybnících. Ze zahraničí je uváděna i z aluviálních vod, louží a menších toků (Looman 1986, Taran & Tjurin 2006). Vody s výskytem této vegetace jsou chladné, oligotrofní až mezotrofní, plně osluněné až zastíněné (Černohous 1980, Černohous & Husák 1986, Kusák 1989). Ze zahraničí je druh *Callitriche hermaphroditica* a jeho společenstvo popisováno i z lokalit s eutrofní vodou, dokonce z mokřadů ovlivněných pastvou dobytka, bohatých fosforem a dusíkem (Looman 1986, Toivonen & Huttunen 1995, Nurminen 2003). Společenstvo bylo zjištěno v čirých i kalných vodách (Kusák 1989, Toivonen & Huttunen 1995), otázkou však je, zda může v zakalené vodě přežívat dlouhodobě. Dno je písčité, jílovité, hlinité nebo štěrkovité. Vrstva organického bahna schází nebo je jen velmi tenká (Černohous & Husák 1986). Bližší údaje k chemismu vody a substrátu z našeho území nejsou k dispozici, lze však předpokládat, že společenstvo má širší ekologickou amplitudu nejen ve vztahu k obsahu živin, ale i bazických iontů ve vodě (Prančl 2008). Ze zahraničí jsou porosty druhu *C. hermaphroditica* většinou uváděny z vod chudých až středně bohatých vápníkem, někdy však s velkým obsahem hořčíku, sodíku nebo draslíku (Doll 1991b, Heegaard et al. 2001, Hilbig in Schubert et al. 2001b: 225–238). Tato vegetace se váže spíše na oblasti s chladným klimatem. U nás byla zaznamenána pouze v chladnějších pahorkatinách, výskyt samotného druhu *C. hermaphroditica* je však doložen i z teplých oblastí Čech (Husák in Slavík et al. 2000: 710–718).

Dynamika a management. Jde o přirozenou makrofytní vegetaci mělkých stojatých vod. *Callitriche hermaphroditica* je konkurenčně slabým druhem, a proto při eutrofizaci vody ustupuje porostům konkurenčně silnějších makrofytů, pokud není jejich rozvoj omezován například extenzivním narušováním při pastvě. Negativní vliv na tuto vegetaci má zřejmě i malá průhlednost vody (Rintanen 1996). Často byl zaznamenán krátkodobý výskyt a opětovný ústup porostů i bez zjevných příčin (Prančl 2008). Na dynamiku společenstva tedy patrně působí také dynamika vodního režimu, podíl organické hmoty v substrátu dna a další faktory. Na některých našich lokalitách může ústup společenstva souviset se změnami hospodaření, např. se zvýšením obsádky tržního kapra, který intenzivní konzumací zooplanktonu a mechanickým narušováním dna kalí vodu a podrývá kořeny vodních makrofytů. Vhodným využitím rybníků s touto vegetací je pravděpodobně odchov váč-

Obr. 120. *Callitrichetum hermaphroditicae*. Hvězdoš podzimní (*Callitriche hermaphroditica*) v rybníce Malé Dářko u Vojnova Městce na Žďársku. (K. Šumberová 2008.)
Fig. 120. *Callitriche hermaphroditica* in Malé Dářko fishpond near Vojnův Městec, Žďár nad Sázavou district, Bohemian-Moravian Uplands.



Obr. 121. Rozšíření asociace VBD07 *Callitrichetum hermaphroditicae*; existující fytocenologické snímky dávají dosti neúplný obraz skutečného rozšíření této asociace, proto jsou malými tečkami označena místa s výskytem diagnostického druhu *Callitriche hermaphroditica* podle floristických databází.
Fig. 121. Distribution of the association VBD07 *Callitrichetum hermaphroditicae*; available relevés provide an incomplete picture of the actual distribution of this association, therefore the sites with occurrence of its diagnostic species, *Callitriche hermaphroditica*, according to floristic databases, are indicated by small dots.

kového plůdku kapra nebo dravých ryb do stadia ročka. Jelikož jsou takové rybníky náchylné k zabahnění, je třeba zároveň předcházet ukládání nadměrného množství organického sedimentu. Toho lze dosáhnout občasným letněním rybníka nebo vystřídáním obsádky plůdku tržním kaprem, případně pravidelným odbahňováním loviště, kde se kumuluje nejvíce organického sedimentu. Současné znalosti o biologii druhu *C. hermaphroditica* jsou však nedostatečné. Neví se, jaká je obvyklá hustota semenné banky druhu, jak dlouho si semena zachovávají klíčivost a v jakých podmínkách klíčí nebo zda letnění nemůže způsobit ústup této vegetace. Proto zatím není možné zodpovědně stanovit management umožňující dlouhodobé zachování této vegetace u nás.

Rozšíření. *Callitriche hermaphroditica* se vyznačuje cirkumpolárním rozšířením táhnoucím se od severní poloviny Evropy přes Asii do Severní Ameriky. Přes naše území probíhá jižní hranice jejího areálu (Meusel et al. 1978, Hultén & Fries 1986). Rozšíření asociace *Callitrichetum hermaphroditicae* je pravděpodobně obdobné. V Evropě byla doložena zatím pouze ze Skotska (Spence in Burnett 1964: 306–425), Německa (Sauer 1937, Doll 1991b, Rennwald 2000, Hilbig in Schubert et al. 2001b: 225–238) a Ukrajiny (Dubyna 2006). V některých dalších zemích se toto společenstvo pravděpodobně vyskytuje, ale není formálně rozlišováno nebo je pro svou vzácnost přehlíženo. Mimo Evropu existují údaje ze západní Sibiře (Taran & Tjurin 2006), Aljašky (Boggs 2000) a Kanady (Looman 1986). V České republice se tato vegetace v minulosti vyskytovala hlavně ve východních Čechách (Černohous 1980, Černohous & Husák 1986, Kusák 1989). Starší fytocenologické snímky existují z rybníků Pětinoha u Horního Jelení na Choceňsku (Černohous 1980, Černohous & Husák 1986) a rybníčku jihozápadně od obce Bítovany na Chrudimsku (Jirásek 1998), po roce 2000 však byla tato vegetace doložena pouze z rybníka Malé Dářko poblíž Vojnova Městce ve Žďárských vrších (Šumberová, nepubl.). Nálezy na dalších lokalitách v oblastech historického výskytu této asociace však nelze vyloučit, neboť pro svůj periodický výskyt může unikat pozornosti (Prančl 2008).

Hospodářský význam a ohrožení. Tato vegetace nemá přímé hospodářské využití. V plůdkových rybnících je výskyt porostů *Callitriche hermaphroditica* z hospodářského hlediska přínosný, neboť poskytují úkryt rybám a přitom nejsou expanzivní. Ochrana této vegetace je však důležitá zejména pro zachování biodiverzity mokřadů. *Callitriche hermaphroditica* u nás patří ke kriticky ohroženým druhům (Holub & Procházka 2000). *Callitrichetum hermaphroditicae* je ohroženo hlavně silnou eutrofizací vod a rozvojem konkurenčně silnější makrofytní vegetace. Na dosud existující lokalitě, případně dalších, nepodchycených nalezištích, může být ohroženo změnou hospodaření, zejména posílením obsádek tržního kapra.

■ **Summary.** This vegetation type is dominated by *Callitriche hermaphroditica*, an aquatic macrophyte that is a weak competitor, and which forms only submerged stands. Historical records of this association are from a few fishponds with cool, oligotrophic to mesotrophic water in eastern Bohemia and the Žďárské vrchy Hills. Currently it is only known from Malé Dářko fishpond in the Žďárské vrchy Hills.