

Univerzita Karlova
Přírodovědecká fakulta

Studijní program: Biologie



Lucie Henková Mauleová

Biomonitoring ekologického stavu rašeliníšť – NCV index, acidifikace a eutrofizace
Ecological biomonitoring of peatlands – the NCV index, acidification and eutrophication

Bakalářská práce

Školitel: doc. RNDr. Jiří Neustupa, Ph.D.

Praha, 2019

Prohlášení:

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracovala samostatně a že jsem uvedla všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze, 15. srpna 2018

Podpis

Poděkování

Ráda bych poděkovala svému školiteli Jiřímu Neustupovi za ochotu, trpělivost a cenné rady při vedení této práce Janu Šťastnému za ochotné konzultace a doporučenou literaturu.

Abstrakt

Biomonitoring je metoda stanovení vlastností ekosystému na základě jeho biologických vlastností, zejména složení bioty. Na základě různých biomonitorovacích systémů zaměřených na vodní ekosystémy je možné kvantifikovat například čistotu nebo úživnost vody pro potřeby vodního hospodářství nebo charakterizovat ekologický stav ekosystému pro vědecké a ochranné účely. Zatímco biomonitorovací systémy zabývající se jakostí vody jsou velmi rozšířené a rutinně používané, systémy zabývající se charakteristikou ekologického stavu ekosystémů (např. sukcesní stadium, stabilita) jsou využívány méně a jejich širší využití v budoucnu by mohlo napomoci lepšímu pochopení a managementu některých vodních ekosystémů.

Jedním z ekologicky zaměřených biomonitorovacích systémů je NCV index (natural conservation value index, index přírodní konzervační hodnoty), který je zaměřen na mokřady, k jejichž hodnocení využívá krásivková společenstva. Pomocí zhodnocení druhové diverzity, vzácnosti zastoupených druhů a vyspělosti ekosystému, pro který jsou tyto typické, se NCV index snaží zprostředkovaně popsat hodnotu ekosystému z hlediska jeho nahraditelnosti.

Klíčová slova: biomonitoring, rašeliniště, krásivky, NCV index, trofie, saprobity, acidifikace, eutrofizace

Abstract

Biomonitoring is a method of ecosystem properties determination based on its biological properties, especially composition of the biota. Based on various aquatic-oriented biomonitoring systems, it is possible to quantify, for example, water purity or trophic index for water management purposes or to characterize the ecological status of the ecosystem for scientific and conservation purposes. While water quality-oriented biomonitoring systems are widespread and routinely used, ecology state-oriented (quantifying qualities like succession stage or stability) are less exploited and their wider use in the future could help understanding and management of some aquatic ecosystems.

One of the ecology-oriented biomonitoring systems is NCV index (natural conservation value index) oriented to wetlands which it evaluates through their desmid biota, measuring species diversity, rarity of represented species and ecosystem maturity for which they are typical, and rarity of represented species NCV index aims to describe the value of the ecosystem in terms of its replicability.

Key words: biomonitoring, peatlands, desmids, NCV index, trophic state, saprobity, acidification, eutrophication

Obsah

Abstrakt

Abstract

Obsahs

1. Úvod.....	1
1.1. Cíle práce.....	1
1.2. Hypotézy.....	1
1.3. Úvod	1
2. Biomonitoring obecně.....	3
2.1. Vymezení pojmů a oblasti zájmu	3
2.2. Klasifikace	3
2.3. Biomonitorovací systémy zaměřené na kvalitu vody.....	4
2.3.1. Saprobni systémy	4
2.3.2. Trofické systémy (Trofický rozsivkový index).....	4
2.3.3. Kombinované, resp. multimetrické systémy	5
2.4. Další systémy orientované na vlastnosti vody.....	5
2.5. Ekologické biomonitorovací systémy	5
2.5.1. Specifika ekologicky orientovaných biomonitorovacích systémů.....	5
2.5.2. Příklady	6
3. NCV index	7
3.1. Monitorované ekosystémy.....	7
3.1.1. Biomonitoring mokřadů	9
3.1.2. Acidifikace a eutrofizace.....	9
3.2. Princip výpočtu.....	10
3.3. Kritéria.....	11
3.4. Výběr bioindikačních druhů	12
3.5. Vztah NCV indexu a stability ekosystému.....	14

3.6.	Využití k porovnání jedné lokality v čase a lokalit mezi sebou	14
3.7.	Přednosti a limity NCV indexu	14
3.7.1.	Definice kruhem, vztah k jiným skupinám organismů	14
3.7.2.	Pojetí druhu u krásivek skrytá diverzita, poddruhy.....	15
3.7.3.	Vysvětlení diverzity/interference	15
3.8.	Příklady využití ve studiích	15
4.	Závěry	19
	Přehled použité literatury	20

1. Úvod

1.1. Cíle práce

Cílem práce je přehledně shrnout koncept biomonitoringu ekologického stavu rašeliništních mokřadů na základě struktury společenstev fytoENTOSU. Za tímto účelem se věnuje práce klasifikaci biomonitorovacích systémů vod, především jejich zásadnímu rozdělení na systémy orientované na zjišťování kvality vody a systémy orientované na popis stavu ekosystému, z nichž se práce zaměřuje především na NCV index a jeho využití ke stanovení konzervační hodnoty mokřadů na základě studií, ve kterých byla tato metoda použita. Dále se práce dotýká problematiky eutrofizace a acidifikace rašeliništních mokřadů s cílem demonstrovat schopnost vybrané biomonitorovací metody tyto fenomény reflektovat.

1.2. Hypotézy

- 1) Biomonitorovací systémy je možné přehledně klasifikovat podle objektu, který popisují.
- 2) NCV index je metoda vhodná k popisu konzervační hodnoty mokřadního ekosystému.
- 3) NCV index je schopen reflektovat acidifikaci a eutrofizaci mokřadů.
- 4) Na základě krásivkového společenstva je možné odhalit změny v ekologii mokřadu pružněji než na základě společenstva makroskopických organismů (cévnatých rostlin).

1.3. Úvod

Interakce se sladkovodními ekosystémy mají pro lidskou společnost klíčový význam, například při získávání pitné vody nebo při vypouštění a čištění vod odpadních. Je proto žádoucí mít k dispozici rutinně použitelné metody ke zjištění stavu těchto ekosystémů a vody v nich, čehož lze dosáhnout například zhodnocením bioty takového vodního ekosystému. Biomonitoring vodních ekosystémů je proto nejčastěji zaměřen právě na kvalitu vody, typicky zjišťuje její úživnost (obsah především anorganických látek umožňujících růst biomasy) nebo míru znečištění organickými látkami, saprobitu.

Biomonitorovací systémy zaměřené na kvalitu vody jsou typicky vytvořeny pro potřeby biomonitoringu tekoucích vod, nebo větších vodních těles s volnou vodní hladinou. Do této kategorie často nespádají mokřady, ačkoli i v jejich případě je voda a organismy v ní žijící fundamentální složkou ekosystému, byť díky silnému prostoupení biomasou stojí poněkud na pomezí vodních a terestrických ekosystémů.

Pro potřeby ochrany přírody a pro výzkum vodních ekosystémů je ale užitečné znát nejen vlastnosti vody, ale také samotného ekosystému. Některé ekosystémy jsou snadněji

nahraditelné než jiné, a to jednak z hlediska stability, tedy odolnosti ekosystému proti nahrazení jiným, a jednak z hlediska konzervační hodnoty, tedy obnovitelnosti, respektive neobnovitelnosti takového ekosystému v případě jeho nahrazení jiným (dále rozebráno v kapitole 3. *NCV index*). Biomonitorovací systémy, které se snaží popsat stav ekosystému, nazývám v této práci ekologickými biomonitorovacími systémy (dále rozebráno v kapitolách 2.2. *Klasifikace* a 2.5. *Ekologické biomonitorovací systémy*). Systémy zaměřené na zjišťování kvality vody a systémy zaměřené na zjišťování, přesněji popis, stavu ekosystému se od sebe zásadně odlišují v samotném principu získávání výsledných hodnot příslušných indexů, proto je třeba i k výsledkům biomonitoringu obou druhů třeba přistupovat zcela odlišně.

Jedním z ekologicky zaměřených biomonitorovacích systémů je NCV index (natural conservation value index, index přírodní konzervační hodnoty). Oproti jiným ekologickým systémům založeným např. na makrofauně (Karr 1986) nebo rozsivkách (Bacillariophyceae) (Kelly a kol. 2009) nebo široké škále taxonů (Cellamare a kol. 2011), je NCV index založen na společenstvech krásivek (Desmidiaceae) a zaměřuje se, na rozdíl od dříve zmíněných systémů, na monitoring mokřadů, zvláště rašelinišť.

2. Biomonitoring obecně

2.1. Vymezení pojmů a oblasti zájmu

Biomonitoringem se pro potřeby této práce rozumí metoda stanovení vlastností ekosystému, nebo některé jeho složky na základě biologických vlastností, typicky složení jeho bioty.

Biomonitorovacím systémem se rozumí soubor pravidel ke stanovení určitých vlastností ekosystému pro příslušnou skupinu ekosystémů (např. NCV index, Trophic diatom index, ...). Tato práce se věnuje biomonitorovacím systémům zaměřeným na stanovení vlastností vodních ekosystémů, a to zejména na základě složení řasové bioty.

Metrikou se rozumí soubor hodnot přiřazených jednotlivým taxonům nebo skupinám organismů, na základě jejichž výskytu, případně abundance na daném stanovišti se stanovují výstupní hodnoty příslušného biomonitorovacího indexu.

Biomonitorovací index je veličina kvantifikující určité vlastnosti stanoviště, např. znečištění vody organickými látkami nebo stabilitu ekosystému.

Stabilitou se má na mysli schopnost ekosystému setrvávat v dynamické rovnováze v čase.

Ekologickou nenahraditelností se pro potřeby této práce rozumí vlastnost ekosystému či lokality, jejich jedinečnost, která znemožňuje jejich snadnou obnovu do současného stavu v případě podstatné změny v takového ekosystému či lokality.

2.2. Klasifikace

Biomonitorovací systémy lze zjednodušeně sdružit do skupin podle předmětu jejich zájmu a dále podle jeho zjišťovaných vlastností. První velkou skupinou jsou systémy zjišťující prostřednictvím bioty vlastnosti vody. Proti nim stojí druhá skupina popisující na základě složení bioty vlastnosti ekosystému, tedy částečně bioty samotné. Zatímco první skupina biomonitorovacích systémů využívá korelace složení bioty s vlastnostmi vody k popisu vlastností vody, např. množství rozpuštěných minerálních živin, množství obsaženého organického odpadu, pH (např. Henrikson 1986), salinita atd., které by bylo z nějakého důvodu nespolehlivé, obtížné nebo nemožné měřit přímo, druhá skupina popisuje ekosystém samotný např. z hlediska jeho stability (Coesel 2000), sukcesního stadia ekosystému atd. (Coesel 2000; Coesel 2001; Karr 1986). Takové biomonitorovací systémy jsou pro potřebu této práce označeny souhrnně jako ekologické.

Ekologické systémy jsou do určité míry definované kruhem – jejich výstupy v určitém smyslu popisují složení bioty. Zjištěné hodnoty se proto hodí především jako výchozí data pro další výzkum daných lokalit. Mezi ekologické systémy můžeme řadit i takové, které sice přísně vzato zjišťují vlastnosti vody, ale činí tak za účelem předpovědi osudu ekosystému na dané lokalitě (Kelly a kol. 2009).

Z první skupiny na kvalitu vody zaměřených systémů jsou nejčastěji využívány navzájem se doplňující systémy saprobní a trofické, zaměřující se na zjišťování znečištění, respektive úživnosti vody, a to často pro hospodářské účely.

2.3. Biomonitorovací systémy zaměřené na kvalitu vody

Saprobní systémy zkoumají míru organického znečištění, kterou určují na základě složení společenstva vybraných skupin organismů typicky do několika upořádaných kategorií.

Trofické systémy zkoumají míru úživnosti, tedy množství biomasy, kterému je dané prostředí schopno dát za vznik v souvislosti s dostupnými minerálními živinami.

Oba typy, trofické i saprobní systémy, jsou zaměřeny na zjišťování kvality vody a využívány ve vodním hospodářství (Coesel 2001).

2.3.1. Saprobní systémy

Saprobní systémy měří na základě složení společenstva zprostředkovaně saprobitu. Ta je definována jako znečištění rozložitelnými organickými látkami. Ke kvantifikaci míry znečištění využívají saprobní systémy množství biomasy přítomné v jednotce objemu.

Mezi saprobní systémy patří např. systémy podle Zelinky a Marvana (Marvan a Němejcová 2012) nebo Sládečka (1973), u kterých je hodnota saprobního indexu vypočítána na základě výskytu a abundance jednotlivých bioindikačních mikroorganismů (druhů či skupin, taxony nemusí být zdaleka na stejné úrovni).

2.3.2. Trofické systémy (Trofický rozsivkový index)

Ke kvantifikaci úživnosti využívají množství biomasy v jednotce objemu, kterému je schopno dané prostředí dát vzniknout v předem definovaných podmínkách (nárůst biomasy řasy do konstantní hmotnosti sušiny ve vzorku vody). Mezi trofické systémy patří např. Trophic diatom index (TDI), trofický rozsivkový index (Kelly 1995, 2008) určený pro biomonitoring eutrofizace britských řek (Kelly 1998) se určuje na základě výskytu a abundance vybraných bioindikačních druhů, kterým jsou přiřazeny hodnoty citlivosti (*sensitivity*, *s*) a indikační hodnoty (*indicator value*, *v*). Hodnota TDI je potom průměrem citlivosti vyskytujících se druhů

na znečištění váženým podle jejich zastoupení ve vzorku a jejich indikační hodnoty jako u Zelinky a Marvana (1961).

V prvním návrhu (Kelly 1995) metoda přitom zahrnovala jenom malé množství (méně než sto) taxonů, později (Kelly 2008) byla zrevidována pro větší množství taxonů rozlišených do nižších taxonů a s upravenými hodnotami citlivosti (s). Následná studie porovnávající výsledky podle různých biomonitorovacích systémů (francouzský, taktéž na rozsivkách založený Indice Diatomique Générique (Rumeau a Coste 1988), resp. staré a nové metriky trofického rozsivkového indexu (Kelly 2009) nicméně nedokázala lepší rozlišovací schopnost při určení do nižších taxonů (druhů). Byť výsledky studie ukazují, že znečištění určené podle použitých biomonitorovacích systémů koreluje, navrhují autoři neomezovat v budoucnu výběr bioindikátorů na skupinu rozsivek, mimo jiné i pro špatnou uchopitelnost škálování v takto vytvořeném indexu a potřebu uchopit zkoumaný vodní ekosystém více jako celek z ekologického hlediska (Kelly 2009).

2.3.3. Kombinované, resp. multimetrické systémy

V některých případech saprobity a trofie ekosystému úzce souvisí, případně se doplňuje a různé kombinace těchto vlastností definují dobře typ vodního ekosystému. Takovým kombinovaným biomonitorovacím systémem je např. Sládečkův saprobní systém, zohledňující vedle saprobity oživení vody nebo naopak jeho absenci v důsledku jejího znečištění toxiny nebo radioaktivitu (Sládeček 1965).

2.4. Další systémy orientované na vlastnosti vody

Mezi další využívané systémy lze řadit i systémy rybí pásem (Frič 1871), pH-orientované systémy nebo systémy orientované na salinitu.

2.5. Ekologické biomonitorovací systémy

2.5.1. Specifika ekologicky orientovaných biomonitorovacích systémů

Vzhledem k tomu, že o stavu ekosystému se uvažuje mnohdy v souvislosti s charakterem společenstva, které jej obývá, popisují ekologické biomonitorovací systémy skrze složení společenstva vybraných taxonů do značné míry opět vlastnosti společenstva takového ekosystému. Byť snahou je zachytit vlastnosti nezávislé nutně na konkrétním složení, jako např. stabilitu nebo rozvinutost (sukcesní stadium), je náročné ověřit skutečnou schopnost vybraných indikátorů tyto vlastnosti odrážet. Bioindikátorům jsou potom hodnoty přiděleny na základě nejlepší zkušenosti a na základě odhadu stavu ekosystému (např. níže rozebíraný NCV index, Coesel 2001), který, na rozdíl od např. mnohých vlastností vody, nelze přímo změřit, a

to zvláště má-li zachytit např. nenahraditelnost ekosystému. Experimentální ověření schopnosti metody takovou vlastnost indikovat si lze těžko představit. Určitá míra definice kruhem je tedy dle mého názoru nutnou součástí biomonitorovacích systémů pokoušejících se popsat takto komplexní vlastnosti ekosystému.

Dalším specifíkem je opět arbitrární škálování zmíněné jako potenciální problém i např. Kellym (2009) ve studii zabývající se rozsivkovým trofickým biomonitorovacím systémem. To je u NCV indexu zásadní i díky tomu, že nezahrnuje abundanci a indikační schopnosti taxonu.

2.5.2. Příklady

Ekologický systém založený na rozsivkách, vzniklý v reakci na evropskou legislativu a orientovaný na eutrofizaci řek odpadní vodou vytvořil Kelly (2009).

Domnívám se, že za ekologický systém se dají částečně považovat pravděpodobně i systémy rybích pásem (zmíněna výše, Frič 1871), které kromě vlastností vody prostřednictvím makrobioty přehledně charakterizují vlastně i onu makrobiotu samotnou rozdělením do určitých skupin. Vzhledem k použití rybího pásma pro jednoduché, ale poměrně jasné označení charakteru toku v daném místě tak vlastně označují do jisté míry ekologický stav, nebo spíše typ ekosystému.

Dalším příkladem je Index biotické integrity (Karr 1986) určený pro USA a založený na makrobiotě. Je určen pro tekoucí vody a jeho kritérii jsou druhové složení, úživnost, abundance rybích druhů a kondice ekosystému.

3. NCV index

NCV index (*natural conservation value*, index přírodně konzervační hodnoty) je biomonitorovací systém kvantifikující konzervační hodnotu, respektive nenahraditelnost a zároveň stabilitu lokality.

Vychází z ekonomického konceptu, který říká, že komodita má tím větší hodnotu, čím je vzácnější, nedostupnější. Vyšší hodnotu má podle tohoto předpokladu ekosystém, jehož nahraditelnost je malá (Schroever, 1973), tedy ekosystém, který by se po disturbanceci vracel do svého současného stavu dlouho, obtížně (např. s omezením na velmi specifické lokality), nebo by se do něj vůbec nevrátil (např. v důsledku vyhubení regionálně endemických druhů). Naopak ekosystémy spíše pionýrského charakteru jsou nahraditelné snadno; přímo na původním stanovišti, nebo na mnoha jiných se může podobný ekosystém samovolně vyvinout za krátkou dobu a bez zvláštních nároků.

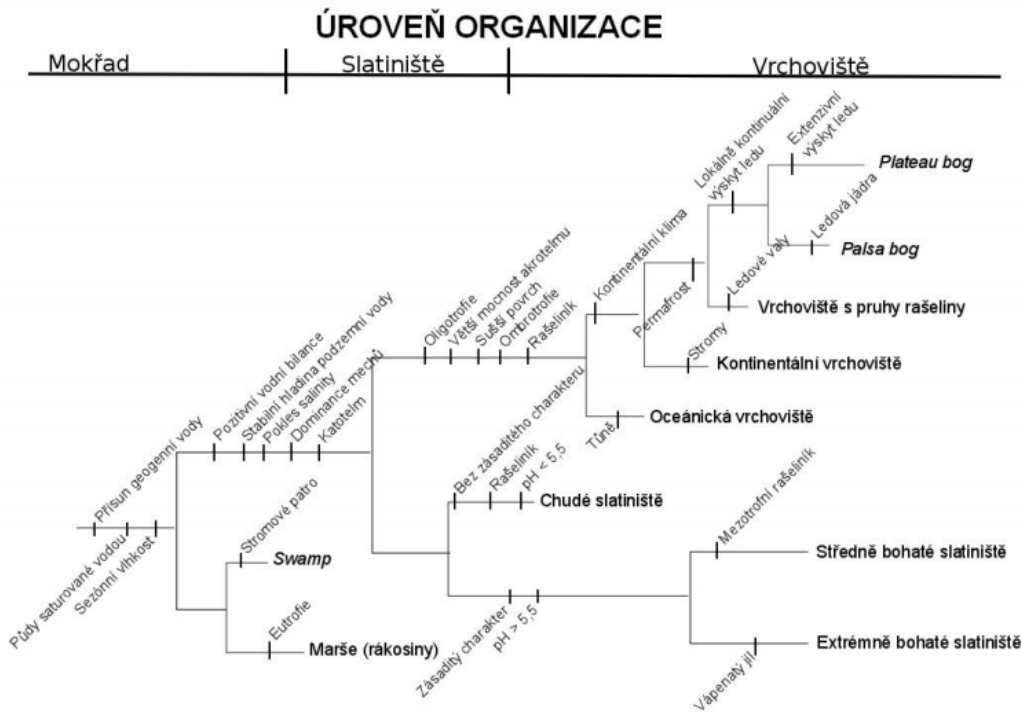
Jelikož konzervační hodnota ekosystému může být dle tohoto pohledu dána několika navzájem nepřilíš závislými vlastnostmi, využívá se pro její popsání tři *kritéria*, z nichž každé reprezentuje jednu z hlavních vlastností činících ekosystém konzervačně hodnotným (dále viz kapitolu 3.3 *Kritéria*).

3.1. Monitorované ekosystémy

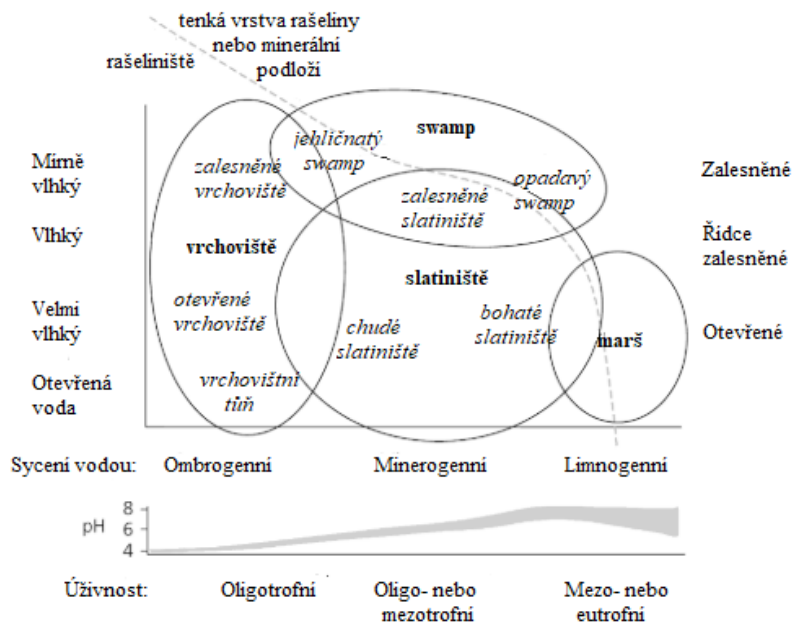
NCV index se zaměřuje na sladkovodní mokřadní ekosystémy, zvláště rašeliniště, ale je možné ho využít i k biomonitoringu jiných stojatých vod silně strukturovaných makroflórou (jako jsou např. zarostlá slepá a mrtvá ramena řek, Fehér 2008). Rašeliniště jsou skupina vnitrozemských mokřadních biotopů, kde v důsledku trvalého zamokření spodní nebo srážkovou vodou a s ním související anoxií dochází k nedostatečnému rozkladu hromadící se biomasy, typicky mechů. Dochází k nedokonalému odbourávání organické hmoty a vzniku rašeliny (Rydin a Jeglum 2013). Díky těmto a dalším, pro určité druhy rašelinišť specifickým, vlastnostem jsou rašeliniště domovem unikátní bioty. Rašeliniště jsou tradičně vnímána jako terestrické ekosystémy, ačkoli hostí vodní biotu hodnou samostatné pozornosti a stojí proto spíše na pomezí terestrických a vodních ekosystémů (Rydin a Jeglum 2013). Pro účely této práce i zmiňovaných biomonitorovacích metod rozumíme rašeliništi zejména jejich vodní složku a její biotu.

Jako "rašeliniště" je nazývána široká skupina biotopů navzájem se od sebe lišících polohou v různých zeměpisných šířkách, nadmořských výškách a dalšími vlastnostmi. To je také důvodem variability bioty rašelinišť podle této jejich široké definice. Pro účelnější popis

stanovišť spadajících to této skupiny bylo vytvořeno několik klasifikací rašelinišť podle syčení vodou, reakce (kyselosti), minerálního složení a úživnosti vody, ale také z hlediska charakteru terénu, jeho zalesnění, výskytu tůní atd. (Rydin a Jeglum 2013; Vitt 2006). Přehled druhů boreálních mokřadů a rašelinišť poskytuje *Obrázek 1*, resp. *Obrázek 2*.



Obrázek 1: Členění boreálních mokřadů (Vitt 2006), převedeno do češtiny (Hanousková 2016)



Obrázek 2: Klasifikace rašelinišť (Rydin a Jeglum 2013), převedeno do češtiny

Hlavním primárním producentem se současnou strukturální funkcí jsou mechy, u typických rašeliníkových rašelinišť pak zástupci rodu *Sphagnum*, rašeliníky. Může se však jednat i o jiné rody. Vzhledem k charakteru skupiny organismů vybrané jako bioindikátory (zelené řasy) je vhodné využívat NCV index k biomonitoringu takových mokřadů (resp. jejich částí), které obsahují alespoň malé množství volné vody v osvětlené vrstvě.

3.1.1. Biomonitoring mokřadů

Mokřady, zvláště pak rašeliniště, se pro potřeby biomonitoringu výrazně liší od ostatních vodních ekosystémů. Vzhledem k velkému množství akumulované biomasy, specifickému způsobu přísunu vody a látek v ní rozpuštěných se jejich biota liší. Zároveň se jedná o velmi komplexní, diferencované habitáty. Vzhledem k těmto odlišnostem je vhodné pro biomonitoring mokřadů, zvláště rašelinišť, využívat metriky nebo biomonitorovací systémy zvláště vytvořené pro tento typ ekosystémů (Coesel 2001).

Vzhledem k tomu, že mokřady, resp. rašeliniště jsou často bezodtoké, škody vzniklé na těchto ekosystémech vlivem např. eutrofizace nebo acidifikace mají v typických případech dlouhodobé následky (Coesel 2018).

3.1.2. Acidifikace a eutrofizace

Rašeliniště jsou typická akumulací velkého množství nerozloženého organického materiálu. Ten je zároveň úložištěm minerálních živin, zejména dusíku a fosforu, které se tak stávají

nedostupnými pro další biotu. Ta může získávat živiny převážně pouze z vody, kterou je rašeliniště napájeno.

Změní-li se složení vody, která rašeliniště nebo podobný mokřad napájí, změní se výrazně i jeho mikrobiota. Vzhledem k citlivosti krásivek na prostředí je možné takové změny vyzorovat na změně jejich zastoupení (Coesel 2000).

3.2. Princip výpočtu

Konzervační hodnota ekosystému pro potřeby NCV indexu je dána součtem hodnot tří *kritérií*, a sice druhové diverzity, vzácnosti vyskytujících se druhů a vyspělosti ekosystému. Bioindikačním druhům jsou přiděleny číselné hodnoty na určité škále pro každé ze tří výše zmíněných kritérií. Výsledná hodnota každého faktoru je průměrem hodnot pro dané kritérium všech bioindikačních druhů zaznamenaných ve zkoumaném ekosystému.

Specifikem výpočtu NCV indexu je to, že je založen výhradně na přítomnosti či absenci jednotlivých druhů, čímž se liší od mnohých jiných systémů (např. Sládeček 1978, Karr 1986), kde je abundance jednotlivých druhů zásadním faktorem pro výsledek zkoumání. Coeselova metoda je ovšem navržena tak, aby hodnocení abundance nevyžadovala, jelikož využívá velmi specifických ekologických nároků jednotlivých krásivkových druhů. Vychází z předpokladu, že samotná skutečnost, že je daný druh schopen na daném stanovišti žít, vypovídá o ekologické hodnotě takového stanoviště bez ohledu na jeho abundanci. Velkou výhodou tohoto přístupu je, že není třeba počítat zastoupení jednotlivých druhů při vyhodnocení, které je zejména u bentických společenstev časově náročné a často i zatížené podstatnou chybou měření.

3.3. Kritéria

Tabulka 1: Kritéria pro výpočet hodnoty NCV indexu a jejich přiřazené hodnoty pro příslušné parametry ekosystému. Převzato dle Coesela (2001).

Diverzita (diversity)

Neutrální až alkalická voda	Mírně kyselá voda	Kyselá voda	Hodnota (d)
1 - 2	1 - 5	1 - 2	1
3 - 10	6 - 40	3 - 30	2
> 10	> 40	> 30	3

Vzácnost (rarity)

Neutrální až alkalická voda	Mírně kyselá voda	Kyselá voda	Hodnota (r)
1 - 2	1 - 5	1 - 2	1
3 - 10	6 - 40	3 - 30	2
> 10	> 40	> 30	3

Vypělost (maturity)

Neutrální až alkalická voda	Mírně kyselá voda	Kyselá voda	Hodnota (m)
1 - 5	1 - 10	1 - 5	1
6 - 20	11 - 40	6 - 20	2
21 - 40	41 - 80	21 - 40	3
> 40	> 80	> 40	4

Kritéria konzervační hodnoty jsou na sobě navzájem spíše méně závislé vlastnosti ekosystému, které vyjadřují míru jeho nenahraditelnosti. Díky využití několika kritérií tak mohou dosahovat stejné konzervační hodnoty ekosystémy s navzájem rozdílnými konzervačními kvalitami.

*Druhov*á diverzita (*species diversity*) odráží celkovou vypělost a komplexitu ekosystému a diverzitu nik – větší strukturovanost se ve vodních ekosystémech projevuje větší diverzitou (Reed 1978), neboť druhově bohaté společenstvo obývajících velké množství nik je méně náchylné k vytlačení jinými druhy (Coesel 2001). Souvislost druhové diverzity se stabilitou byla ukázána i ve větší obecnosti u jiných typů ekosystémů (např. Hector 1999, Tilman 2006). Kritérium druhové diverzity nabývá kategoriálních hodnot od jedné do tří dle množství druhů, a to podle arbitrárně stanovené hranice počtu druhů. Hranice je zvláště stanovena pro tři kategorie stanovišť rozdělené podle kyselosti, s ohledem na největší diverzitu krásivek v mírně kyselých vodách (Coesel 2001, Lenzenweger 1996).

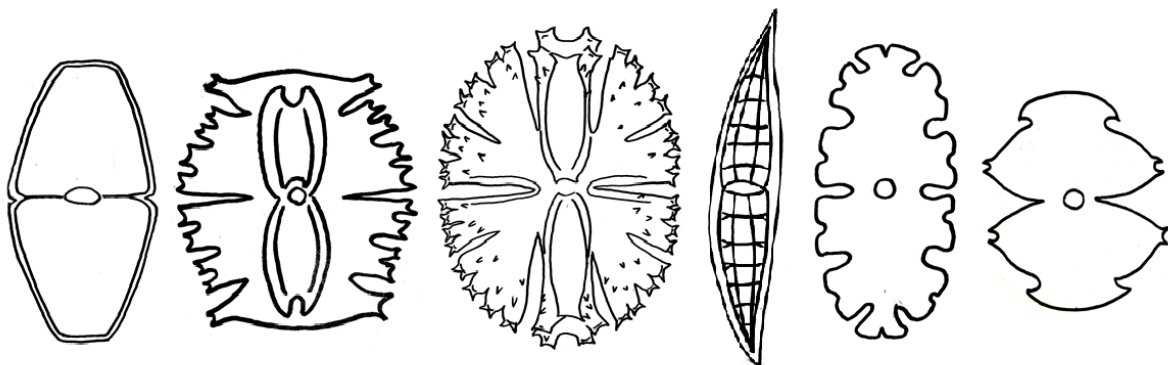
Vzácnost druhů (*rarity*) vyskytujících se v ekosystému neodráží oproti ostatním kritériím stabilitu, vypělost ekosystému, ale spíše naopak jeho zranitelnost. Vychází z úvahy, že výskyt

vzácných druhů souvisí s unikátními a těžko nahraditelnými abiotickými podmínkami prostředí (Coesel 2001). Nabízí se však otázka, nakolik je výskyt velmi vzácných, i endemických druhů spojen s podmínkami prostředí a nakolik je výsledkem náhody a do značné míry ostrovního chování vodních ekosystémů v souvislé souši.

Hodnota vzácnosti pro dané stanoviště se stanovuje opět kategoriálně podle součtu hodnot vzácnosti všech vyskytujících se druhů. Tyto hodnoty jsou druhům přiděleny a nabývají hodnot od nuly do tří, samotná hodnota vzácnosti pro stanoviště nabývá opět hodnot od jedné do tří a určuje se opět zvlášť pro tři kategorie vody podle kyselosti.

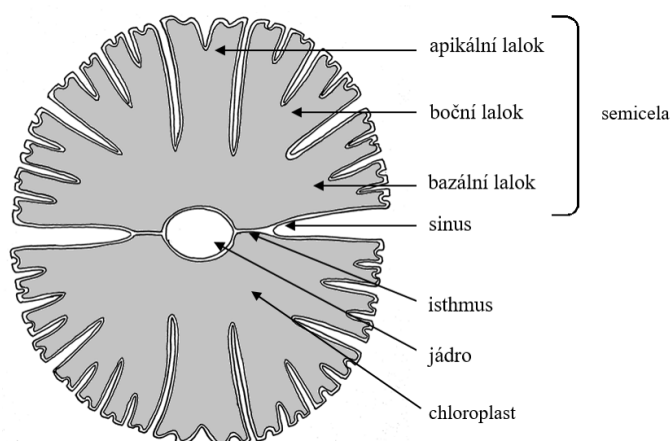
Vypělost ekosystému (maturity) souvisí s jeho nahraditelností ve dvou smyslech, a sice ve smyslu větší stability, a tedy nižší tendence vyspělých ekosystémů být nahrazeny pionýrskými, a ve smyslu větší náročnosti dosáhnout takového stavu ekosystému oproti ekosystému spíše ruderálnímu. Počítá se analogicky k vzácnosti, ale nabývá hodnot od jedné do čtyř. Tento relativní větší důraz je vysvětlen významem tohoto kritéria pro rozpoznání target species pro účely ochrany (Coesel 2001).

3.4. Výběr bioindikačních druhů



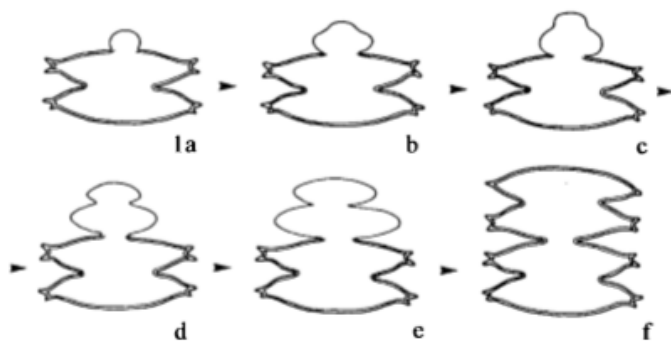
Obrázek 3: Zástupci řádu krásivky (Desmidiales).

Jako bioindikační skupina byly pro tuto metodu vybrány řasy ze skupiny Krásivky (Desmidiales) (viz ilustrační *Obrázek 3*), řád zelených převážně vodních řas třídy Zygnematophyceae. Z morfologického hlediska se jedná se o převážně jednotlivé buňky s dvoudílnou buněčnou stěnou často oddělenou výrazným zúžením v místě jejich spojení (viz *Obrázek 4*). Několik rodů tohoto řádu jsou vláknité řasy nebo typické jednobuněčné krásivky tvořící krátká vlákna (Brook 1981, Neustupa a kol. 2009).



Obrázek 4: Morfologie typické krásivkové buňky.

Stejně jako ostatní řasy ze skupiny spájkivek (Zygnematophyceae) i krásivky (Desmidiales) jsou schopny pohlavního rozmnožování spájením, které probíhá splynutím améboidních protoplastů opustivších buněčnou stěnu (Coesel a Meesters 2007; Kalina a Váňa 2005). Mnohem běžněji se ale rozmnožují nepohlavně, a to protažením střední části buňky a dotvořením jedné poloviny semicely (Kalina a Váňa 2005), viz Obrázek 5. Jelikož se jedná o mikroorganismy s krátkou generační dobou (v řádu hodin, Brook 1981), odpovídají rychle na změny v prostředí (Coesel 2000).



Obrázek 5: Nepohlavní rozmnožování krásivek. Převzato z Coesel a Meesters (2007).

Krásivky se vyskytují celosvětově, v mírném pásu se vyskytují především v čistých méně úživných vodách (Lenzenweger 1996). V Rakousku byla zaznamenána jedna z největších diverzit krásivek právě v mírně kyselých rašeliníštích (pH 6 – 6,8), dále pak v kyselých mezotrofních vodách (pH 5 – 6,5) (Lenzenweger 1996, Neustupa a kol. 2009). Jednotlivé druhy krásivek mají vyhraněné ekologické nároky (Šťastný 2010), což je předurčuje k využití coby bioindikátorů v biomonitoringu vodních ekosystémů.

Konzervační hodnota podle NCV indexu nezávisí na kyselosti vody. Vzhledem k závislosti složení krásivkových společenstev vodních ekosystémů na kyselosti vody využívá NCV index oddělené soubory bioindikačních druhů s přiřazenými hodnotami jednotlivých kritérií pro vodní tělesa s různou kyselostí vody (Coesel 2000, Coesel 2001). Konkrétně se jedná o tři oddělené podsoubory pro různou kyselost vody.

Vybraná bioindikační skupina má nejen specifické ekologické nároky pro jednotlivé druhy, ale i morfologii, díky které jsou od sebe jednotlivé druhy obvykle rozpoznatelné pod světelným mikroskopem, což činí tuto skupinu organismů poměrně praktickými bioindikátory.

3.5. Vztah NCV indexu a stability ekosystému

Ačkoli Coesel (2000, 2001) prezentuje metodu jako hodnotící stabilitu ekosystému, dosavadní studie se nezaměřovaly na schopnosti metody rozpoznat schopnost ekosystému odolávat změnám. NCV index tak udává spíše nenahraditelnost a citlivost ekosystému nežli jeho stabilitu.

3.6. Využití k porovnání jedné lokality v čase a lokalit mezi sebou

Přes ambiciózní název *natural conservation value*, přírodně-konzervační hodnota, je index dle mého názoru využitelný spíše v porovnání jednotlivých lokalit v čase nebo k porovnání blízkých lokalit mezi sebou nežli k určení hodnoty lokality vůči absolutní metrice. Pro takové porovnání se ovšem hodí a může být užitečný, jak je dále zmíněno v následujících kapitolách.

3.7. Přednosti a limity NCV indexu

3.7.1. Definice kruhem, vztah k jiným skupinám organismů

NCV index je do určité míry definován kruhem; stav ekosystému, resp. společenstva se měří právě podle stavu ekosystému, resp. složení společenstva (rozebráno v kapitole 2.5.1. *Specifika ekologicky orientovaných biomonitorovacích systémů*). Hodnota indexu tím pádem podává poměrně komplexní informaci o hodnotě krásivkového společenstva daného stanoviště, Ačkoli lze s určitou opatrností očekávat, že druhová diverzita krásivek a výskyt druhů typických pro stanoviště pokročilého sukcesního stadia souvisí úzce s diverzitou mikrohabitátů, a tedy i jiné mikrobioty, není tato souvislost doposud demonstrována žádným výzkumem a bylo by vhodné ji ověřit.

Dle několika studií, mimo jiné samotného autora metody (Coesel 2001, Krasznai 2008), jsou dokonce předpoklady o ekologické hodnotě mokřadů na základě pozorování makroflóry a

krásivkového společenstva dle metody NCV opačné, protože NCV nelze dobře použít k zhodnocení stanoviště jako celku.

NCV index spadá jako biomonitorovací metoda do kategorie metod popisujících ekosystém samotný, v tomto případě zvláště vlastnosti jeho mikroskopického společenstva. I přesto, že závislost, resp. prokazatelnost závislosti dalších vlastností stanoviště na hodnotách získaných takovýmito biomonitorovacími metody je nutně omezená, mohou být hodnoty získané těmito metodami užitečné, ba nenahraditelné (viz kapitolu 2.5. *Ekologické biomonitorovací systémy*) a vhodně se doplňovat s dalšími metodami.

Hering (2006) navrhuje k tomuto účelu sestavit multimetrický index postihující co nejkompexněji co nejvíce kritérií popisujících ekologický stav, který by mohl obsahovat právě NCV jako jednu ze složek.

3.7.2. Pojetí druhu u krásivek skrytá diverzita, poddruhy

Jako u mnohých jiných organismů je diskutabilní určení druhové diverzity a její následné bodové hodnocení, a to z důvodu možných kryptických druhů. Tento problém lze snad zjednodušit předpokladem přibližně stejné kryptické diverzity u všech skupin, v jejímž důsledku nebude sice vyhodnocený počet druhů správný, ale ve všech případech přibližně stejnou měrou menší než skutečný.

Chybným shrnutím více druhů nebo poddruhů dohromady ovšem ztrácíme informace (Fehér 2007, Krasznai 2008, Šťastný 2010), jakousi míru bioindikativnosti.

3.7.3. Vysvětlení diverzity/interference

V celoevropském měřítku není vhodné používat NCV index pro porovnání stanovišť mezi sebou (Fehér 2008, Šťastný 2010). Domnívám se, že část diverzity by mohla být vysvětlitelná ostrovně-ekologickým výskytem vzácných druhů v oblastech s větším množstvím mokřadů v důsledku většího poolu. Za použití regionálních metrik ale kritérium vzácnosti svůj účel naplňuje. Regionální metriky jsou bohužel vytvořené různými autory na základě arbitrárního, do značné míry intuitivního škálování, a tudíž nemusí být vzájemně zcela porovnatelné.

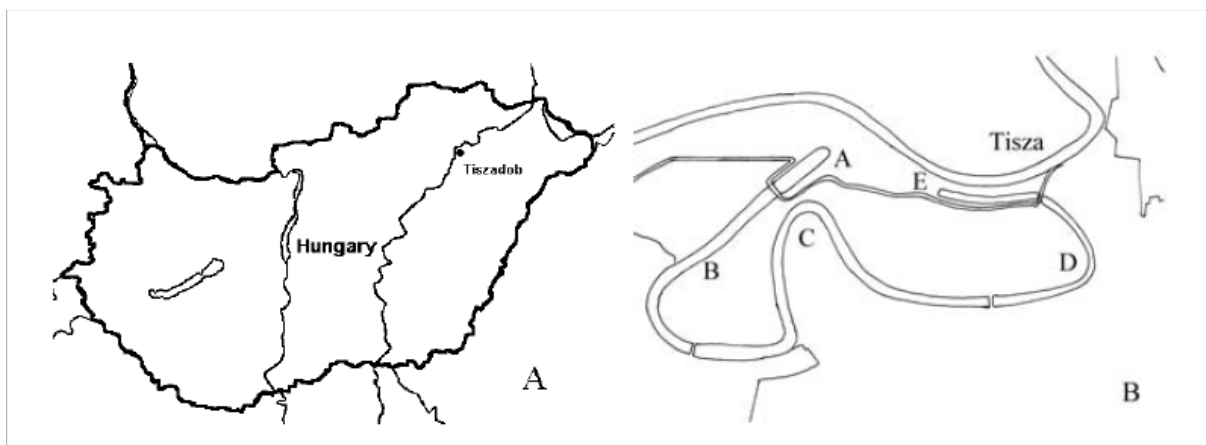
3.8. Příklady využití ve studiích

Coesel (2000) popisuje ve studii z Utrechtu, kde byly vyhodnoceny vzorky z devíti lokalit různých velikostí a vyhodnoceno zastoupení a abundance jednotlivých druhů krásivek. Studie ukázala velký rozpor mezi ekologickým stavem stanovišť, který by napovídala přítomná makroflóra, a stavem dle krásivkových společenstev, což Coesel přisuzuje výrazné změně

podmínek prostředí v dané oblasti způsobené člověkem (acidifikace), na kterou citlivější krásivky s krátkou generační dobou zareagovaly pružněji, stejně jako u níže popsané české studie (Neustupa a kol. 2011) To hovoří ve prospěch potenciálu metody založené na jejich společenstvu odhalit rychleji změny ve stavu ekosystému, které makroflóra zaznamená až po delší době.

O tři roky mladší studie stejného autora (Coesel 2003) provedená experimentálně na několika umělých tůních opět v Holandsku ovšem poukazuje na možný omyl v předpokladu, že hodnoty NCV indexu odráží dobře sukcesní stadium mokřadu. Již po několika letech totiž tyto umělé tůně dosáhly vysokých hodnot NCV indexu. Studie se této problematice nevěnuje, nicméně lze v souvislosti s jejími výsledky namítnout proti metodě, že vysokých hodnot NCV indexu bylo v tomto případě dosaženo spíše na základě jiných vlastností prostředí, než je sukcesní stadium. Nebylo by proto správné vysoké hodnoty NCV indexu obecně interpretovat jako ukazatele vysokého stupně sukcese ekosystému

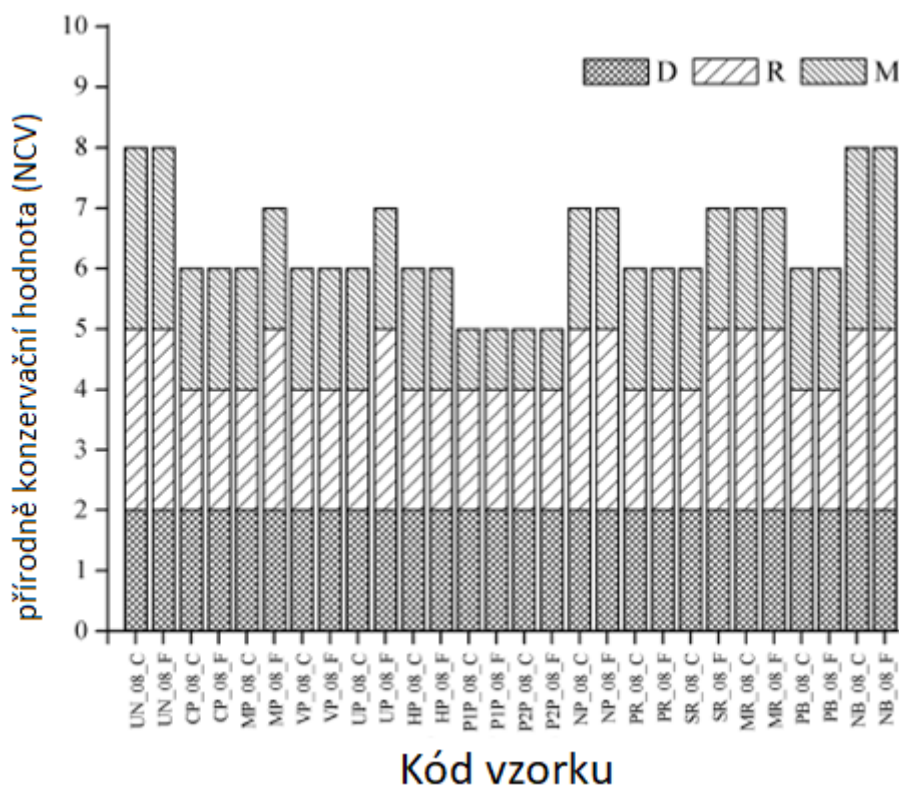
Studie z Maďarska (Krasznai a kol. 2008) se pokusila využít Coeselovu metodu pro zhodnocení přírodně konzervační hodnoty mrtvého ramene řeky Tisza (viz *Obrázek 6*). Mrtvá ramena nebo jim podobné biotopy jsou v Maďarsku dominantními typy mokřadů (Krasznai a kol. 2008), bylo by proto užitečné mít k dispozici metodu vhodnou k jejich hodnocení. Pro účely využití metody v tomto regionu byly v předchozím kroku přehodnoceny hodnoty vzácnosti jednotlivých druhů s ohledem na jejich odlišnou vzácnost, a tedy indikační potenciál oproti Nizozemí, kde původní metoda vznikla (Krasznai a kol. 2008, Fehér 2007). NCV index byl potom stanoven podle obou metrik (viz *Obrázek 7*). Studie ukázala, že rozdíl výsledků při využití různých metrik je minimální (viz *Obrázek 7*). Zároveň poukázala na význam diverzity mikrohabitatů. Výsledkem bylo seznání metody užitečnou pro hodnocení tohoto typu biotopů, ačkoli bylo navrženo zaměřit se napříště nejen na zhodnocení druhů, nýbrž i nižších taxonů, jejichž rozdílné ekologické nároky by mohly o zkoumaných stanovištích prozradit více.



Obrázek 6: Místo výzkumu, mrtvé rameno řeky Tiszy.

Obrázek A – mapa Maďarska, tečkou označeno místo odběrů

Obrázek B – mapa systému mrtvých ramen Tiszy. Písmeny A–E označena jednotlivá mrtvá ramena: A – Darab-Tisza; B – Falu-Tisza; C – Malom-Tisza; D – Szücs-Tisza; E – Felső-Darab-Tisza.



Obrázek 7: Naměřené přírodně konzervační hodnoty lokalit studovaných ve studii Krasznai a kol. (2008), převedeno do češtiny. Písmeny D, R a M v legendě vzorku označena kritéria diverzity (D), vzácnosti zastoupených druhů (R) a vyspělosti ekosystému (M). Pro každé stanoviště je vyhodnocen NCV index podle Coeslovy i Fehérové metriky (písmena C a F u jednotlivých sloupců).

Ve studii (Neustupa a kol. 2011) provedené na českém rašeliništi Swamp byl NCV index využit k vyhodnocení dopadů průsaku eutrofní vody z přilehlého Máchova jezera. Osvědčil se zde jako nástroj reflektující změny, které na makroflóře doposud nebyly patrné.

Obdobně byl využit NCV index na studii z Holandska (Coesel 2018) monitorující mokřady ovlivněné zejména ve dvacátém století acidifikací. Ačkoli studie ukázala ústup druhů nalézajících se na území kolem roku 1910, hodnoty NCV se pro zkoumané lokality pohybovaly vysoko (od 7 do 10), což hovoří proti použití NCV indexu k hodnocení hodnoty lokalit v absolutním měřítku, nevylučuje nicméně jeho použití pro porovnání stavu jedné lokality v čase.

4. Závěry

Různé biomonitorovací systémy se dramaticky liší nejen svým účelem a zaměřením, ale i svou definicí. Pro potřeby popisu ekologického stavu ekosystémů nebo popisu hodnoty či ekologické stability ekosystémů a jejich stanovišť za účelem jejich ochrany nebo pro zjištění některých změn způsobených např. eutrofizací a acidifikací je výhodné využít ekologické biomonitorovací systémy.

NCV index se ukázal být užitečnou metodou pro detekci změn v mokřadních ekosystémech v čase a mezi jednotlivými navzájem blízkými stanovišti, a to především takových změn, které nejsou zjevné ze zastoupené makroflóry. Díky využití citlivých organismů s krátkou generační dobou má NCV index potenciál citlivě detekovat změny ekologického stavu ekosystémů stížených např. eutrofizací nebo acidifikací během druhé poloviny 20. století. Lze očekávat i možnost využití pro zhodnocení změn odehrávajících se v naopak revitalizovaných lokalitách.

Použití NCV indexu na hodnocení lokalit v absolutním (např. celoevropském) měřítku, nikoli k porovnání lokality v čase může být ale problematické. Význam regionálních rozdílů v zastoupení druhů je pro metriku znatelný, ale nikoli zásadní. Přesto může být užitečné uzpůsobení metriky pro regionální potřeby na základě místních poměrů v zastoupení zjišťovaných druhů, tedy především jejich vzácnosti. Podstatnou pro výpovědní hodnotu metody se ukázala být i metodika sběru a vyhodnocení vzorků.

Přehled použité literatury

1. BROOK, A. J. 1981. The biology of Desmids. *Barkley a Los Angeles: University of California Press*. ISBN 0520042816
2. CELLAMARE, M. a kol. 2011. Ecological assessment of French Atlantic lakes based on phytoplankton, phytobenthos and macrophytes. *Environmental Monitoring and Assessment*. 184(8), 4685–4708.
3. COESEL, P. F. M. 2000. Sieralgen en natuurwaarden van wateren op de Utrechtse Heuvelrug. *De levende natuur*. 101(3), 80–84.
4. COESEL, P. F. M. 2001. A method for quantifying conservation value in lentic freshwater habitats using desmids as indicator organisms. *Biodiversity and Conservation*. 10(2), 177–187.
5. COESEL, P. F. M. 2003. Desmid flora data as a tool in conservation management of Dutch freshwater wetlands. *Biologia*. 58(4), 717-722.
6. COESEL, P. F. M a MEESTERS, K., 2007. Desmids of the Lowlands: Mesotaeniaceae and Desmidiaceae of the European Lowlands. *Zeist: KNNV Publishing*. ISBN 978-90-042-7792-2
7. COESEL, P. F. M. 2013. European Flora of the Desmid genera *Staurostrum* and *Staurodesmus*. *Zeist: KNNV Publishing*. ISBN978-90-S0If-4S8-S
8. COESEL, P. F. M. 2018. *Natuurhistorisch Maandblad*. 107(1), 11-14.
9. FEHÉR, G. 2007. Use of Desmidiales flora for monitoring Suppl., a case of South-Hungarian waters. *Archiv fuer Hydrobiologie*. (17/ 3–4, 161/3–4), 417–433.
10. FRIČ, A. 1871. Die Fluss-fischerei in Böhmen und ihre Beziehungen für künstlichen Fischzucht und zur Industrie. *Praha: Comité für die Landesdurchforschung von Böhmen*.
11. HANOUSKOVÁ, A. 2016. Ombrotrofie a minerotrofie kyselých mokřadů – ekologické a environmentální indikátory. *Praha: Karlova univerzita*.
12. HECTOR, A. a kol. 1999. Plant Diversity and Productivity Experiments in European Grasslands. *Science*. 286(5442), 1123-1127.
13. HERING, D. a kol. 2006. Cook book for the development of a Multimetric Index for biological condition of aquatic ecosystems: experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives. *Hydrobiologia*. 566, 311–324.
14. HERING, D. a kol. 2006. Cook book for the development of a Multimetric Index for biological condition of aquatic ecosystems: experiences from the European AQEM

- and STAR projects and related initiatives. *Hydrobiologia*. 566, 311–324 podle HENRIKSON, L. a Medin, M. 1986. Biologisk bedömning av försurningspåverkan på Lelångens tillflöden och grundområden. *Aquaekologerna, Rapport till länsstyrelsen i Älvsborgs län*.
15. KALINA, T. a VÁŇA, J. 2005. Sinice, řasy, houby, mechorosty a podobné organismy v současné biologii. *Praha: Nakladatelství Karolinum*. ISBN 978-80-246-1036-8.
 16. KARR, J. R. 1986. Assessing biological integrity in running waters: a method and its rationale. *Illinois Natural History Survey*. Zvláštní číslo 5, 1-26.
 17. KELMAN WIEDER, R. a VITT, D. H. 2006. Boreal Peatland Ecosystems. *Berlin: Springer-Verlag*. ISBN 3-540-31912-3.
 18. KELLY, M. G., WHITTON 1995. The Trophic Diatom Index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. *Journal of Applied Phycology*. 7, 433-444.
 19. KELLY, M. G. 1998. Use of the trophic diatom index to monitor eutrophication in rivers. *Water Research*. 32(1), 236–242.
 20. KELLY, M. G. 2001. Diatom trophic index – Users Manual. ISBN 1-857-05597-7.
 21. KELLY, M. G. A kol. 2008. Use of diatoms for evaluating ecological status in UK freshwaters. *Bristol: Environment Agency*, 171 str.
 22. KELLY, M., KING, L. a NÍ CHATHÁIN, B. 2009. The conceptual basis of ecological status assessments using diatoms. *Biology and Environment*. 109(3), 175–189.
 23. KRASZNAI, E. a kol. 2008. Use of desmids to assess the natural conservation value of a Hungarian oxbow (Malom-Tisza, NE-Hungary). *Biologia*. 63(6), 928–935.
 24. LENZENWEGER, R. 1996. Desmidiaceenflora von Österreich, Vol. 1. *Berlin/Stuttgart: J. Cramer in der Gebrüder Borntraeger Verlagsbuchhandlung*. ISBN 978-3-443-60034-1.
 25. NEUSTUPA, J., ČERNÁ, K., ŠŤASTNÝ, J. 2009. Diversity and morphological disparity of desmid assemblages in Central European peatlands. *Hydrobiologia*.
 26. NEUSTUPA, J., ČERNÁ, K., ŠŤASTNÝ, J. 2011. The effects of aperiodic desiccation on the diversity of benthic desmid assemblages in a lowland peat bog. *Biodiversity and Conservation*. 20,1695–1711
 27. REED, C. 1978. Species Diversity in Aquatic Microecosystems. *Ecology*. 59(3), 481-488.
 28. RUMEAU A. a COSTE, M. 1988 Initiation a la systématique des diatomées d'eau douce pour l'utilisation pratique d'un indice diatomique générique. *Bulletin Francais de la peche et de la Pisciculture* 309, 1–69.

29. RYDIN, H. a JEGLUM, J. K. 2013. The Biology of Peatlands. *Oxford: Oxford University Press*, ISBN 978-0-19-960299-5
30. SCHROEVERS, P. J. 1973. Rapid biological evaluation of aquatic ecosystems. *SIL Proceedings 1922-2010*. 18(3),1736-1741.
31. SLÁDEČEK, V. 1965. The future of the saprobity system. *Hydrobiologia*. 25(518).
32. SLÁDEČEK, V. 1973. System of water quality from the biological point of view.
33. ŠŤASTNÝ, J. 2009. The desmids of the Swamp Nature Reserve (North Bohemia, Czech Republic) and a small neighbouring bog: species composition and ecological condition of both sites. *Fottea*. 9(1), 135-148.
34. ŠŤASTNÝ, J. 2010. Desmids (Conjugatophyceae, Viridiplantae) from the Czech Republic; new and rare taxa, distribution, ecology. *Fottea* 10(1), 1–74.
35. TILMAN, D. a kol. 2006. Biodiversity and ecosystem stability in a decade-long grassland experiment. *Nature*. 441, 629–632.
36. VAN TOREEN, B. 2018. Natuurherstel in het Winkelsven. *De levende natuur*. 119(2), 76-78.
37. ZELINKA, M. a MARVAN, P. 1961. Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. *Archiv Hydrobiologica*, 57, 389-407.