



INDIKACE ZNEČIŠTĚNÍ (JAKOSTI) A EKOLOGICKÉHO STAVU KONTINENTÁLNÍCH VOD

Jan Helešic, Martin Rulík, Zdeněk Adámek

INDIKACE ZNEČIŠTĚNÍ (JAKOSTI) a EKOLOGICKÉHO STAVU KONTINENTÁLNÍCH VOD

Jan Helešic, Martin Rulík, Zdeněk Adámek

Sledování jakosti – kvality vody a i ekologického stavu recipientu (i když se tomu tak dříve neříkalo) je jedním z nejstarších odvětví aplikované biologie. Byla a je to společenská objednávka, kterou lze splnit v zásadě následujícími způsoby:

- stanovením fyzikálně-chemických ukazatelů vody;
- stanovením specifických polutantů – znečišťujících látek;
- biomonitoringem vycházejícím ze znalosti autekologie vodních organismů, tzn. především ze znalostí jejich ekologické niky (vztahu – valence k různým parametrům přírodního prostředí)

První dvě kategorie řadíme do tzv. chemického monitoringu a v případě, že k výsledkům přiřadíme i údaje hydrologické, meteorologické – klimatologické a další, mluvíme potom o komplexním a integrovaném monitoringu. Ten je pak schopen přinášet ucelenější informace.

Hodnocení jakosti vody se v ČR provádí podle normy ČSN 75 7221 „Klasifikace jakosti povrchových vod“. Norma byla zpřesněna na základě užívání v praxi a zároveň se přiblížila klasifikaci povrchových vod používané v členských státech EU. Předmětem normy je jednotné určení třídy jakosti tekoucích povrchových vod – klasifikace, která slouží k porovnání jakosti na různých místech a v různém čase. Povrchové vody se zařazují do 5 tříd (Tab. 63). Jakost vody se klasifikuje na základě výsledků kontroly z delšího uceleného období. Nejkratší hodnocené období je jeden rok. Při četnosti sledování 12 odběrů za rok se doporučuje výsledky kontroly jakosti vod klasifikovat pro dvouletí, aby pro výpočet charakteristické hodnoty bylo k dispozici alespoň 24 hodnot (např. 1999–2000). Je-li k dispozici méně než 11 hodnot – výsledků kontroly jakosti vod – nelze klasifikovat podle již výše zmíněné normy. Jakost vody se klasifikuje zvláště pro každý jednotlivý ukazatel. Hodnocené ukazatele jsou členěny do pěti skupin (Tab. 64). Ve skupině rozhoduje ukazatel s nejnepříznivější hodnotou klasifikace. O celkové klasifikaci jakosti vody v toku rozhoduje pak nejhorší klasifikace ze skupin.

Tab. 63. Definice tříd jakosti povrchových vod podle ČSN 75 7221

Číslo třídy	Klasifikace
I.	neznečištěná voda
II.	mírně znečištěná voda
III.	znečištěná voda
IV.	silně znečištěná voda
V.	velmi silně znečištěná voda

Tab. 64. Skupiny ukazatelů jakosti povrchových vod podle ČSN 75 7221

Skupina	Ukazatele
A	obecné fyzikální a chemické ukazatele
B	specifické organické látky
C	kovy a metaloidy
D	mikrobiologické a biologické ukazatele
E	radiologické ukazatele

Při sledování jakosti vod se sleduje kromě různých dalších chemických látek hlavně množství anorganického dusíku, rozpuštěných anorganických solí, fosforu, adsorbovatelných organicky vázaných halogenů (AOX), těžkých kovů a nerozpuštěných látek. Za tyto uvedené látky jsou stanoveny variabilní odstupňované sazby poplatků za vypouštění znečištěných vod. Dále je ještě stanoven poplatek za překročení limitů ukazatele CHSK (chemická spotřeba kyslíku), který indikuje celkovou míru znečištění zkoumané vody. Dále se ještě často měří BSK (biochemická spotřeba kyslíku) – většinou se udává BSK₅

(tj. spotřeba za 5 dní). Ta koreluje s hodnotou CHSK a bývá zhruba poloviční než CHSK. Oba tyto indikátory jsou také povinně sledovány každým znečišťovatelem.

Fyzikálně chemické vlastnosti vody jsou proměnné v čase a prostoru. Rozbor vody tedy stanoví okamžitou koncentraci sledovaných sloučenin a hodnotu dalších parametrů. Stanovení sloučenin v sedimentech již umožňuje sledování změny v koncentracích látek do minulosti, zvláště když jsou jednotlivé vrstvy sedimentu datovatelné (obvykle pomocí izotopů nebo paleolimnologickými metodami). Možnost sledování změn v relativně krátkém čase, v měřítku dnů, týdnů a měsíců, je však i touto metodou velmi omezená. Jedině změny v druhovém složení, početnosti a vzájemném zastoupení organismů různých citlivých k různým parametrům umožňují sledovat dlouhodobé i krátkodobé vlivy, změny v jakosti vody a stavu prostředí. Proto již od počátku sledování – monitoringu stavu přírodního prostředí jsou využívány metody založené na prezenci/absenci různě citlivých organismů (bioindikátorů) a na analýze (hodnocení) společenstev organismů.

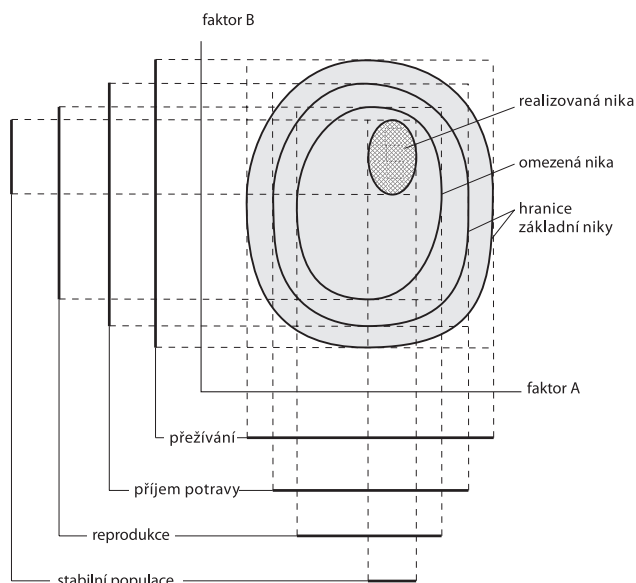
PRINCIPY BIOINDIKACE A BIOMONITORINGU

Výskyt jednotlivých taxonů, jejich populací a společenstev organismů v prostředí (od biotopu až k ekosystému) je podmíněn souborem vlastností stanoviště. Ty základní definujeme jako podmínky a zdroje.

Podmínky jsou zpravidla stabilní a typické vlastnosti prostředí, které jsou podmíněny geograficky, klimaticky, fyzikálně-chemicky a chemicky. Patří sem např. klima, hydrologický režim, geologie a geomorfologie území a další.

Zdroje jsou definovány takto: zdrojem je vše, co organismus konzumuje – spotřebovává (Tilman 1982); není to jen to, co organismus požívá či dokonce jen to, co je inkorporováno do jeho biomasy, ale zahrnuje to i prostor (např. hnízdní dutina, místo na zakořenění apod.), stejně jako zdrojem je třeba již oplodněná samička (nebo sameček, který už se zadal – ostatní mají menší nebo žádný výběr). Všechny tyto komodity mají jedno společné – aktivitou organismu množství zdroje klesá. Základními zdroji jsou sluneční záření, teplo, voda, dostupný kyslík, dostupný uhlík – především CO₂, dostupné živiny (základní a esenciální) a organismy.

Vztah organismů k jednomu faktoru (podmínkám a zdrojům) můžeme vyjadřovat jako ekologickou **valenci**, kde rozlišujeme: velmi úzký vztah k faktoru – stenovalenci/široký vztah k faktoru – euryvalenci. Předložky oligo-, poly- pak vyjadřují vztah k intenzitě působení (množství) faktoru, např. oligostenotermní je studenomilný organismus. Organismus však reaguje souhrnně na velké množství faktorů, které mnohou mít synergický nebo antagonistický účinek. Proto se nyní přesněji definuje **nika** organismu (populace, společenstva), která je definována jako vícerozměrný časoprostor. Organismy využívají niku dle následujícího schématu (Obr. 74).



Obr. 74. Definice niky (upraveno dle Hutchinsona 1959)

Vlastnosti organismů a jejich vztah k vlastnostem prostředí jsou tak využitelné k indikaci stavu prostředí – k **bioindikaci**. Organismy, které můžeme takto využívat, pojmenováváme jako **bioindikátory**. Bioindikátor by pak měl splňovat alespoň některá z níže uvedených kritérií (Hellawell 1986; Rosenberg a Resh 1993):

- jednoznačná, relativně snadná determinace na co nejnížší taxonomickou úroveň (optimálně do druhu),
- relativně snadný sběr v terénu – vzorkovatelnost bez použití složitých přístrojů a možností kvantitativního vzorkování,
- obecné (kosmopolitní) rozšíření,
- u organismu by měla být známa jeho biologie a autekologie,
- organismus by měl mít nízkou genetickou variabilitu,
- organismus by měl kumulovat – biokoncentrovat cizorodé látky, resp. reagovat dle koncentrace a výskytu polutantů a zdrojů změnou distribuce a populačních parametrů (natalita, mortalita, hustota aj.) – důležitá vlastnost pro sledování dlouhodobých účinků cizorodých látek.

Specifickým problémem je potom výběr bioindikátora podle výše uvedených vlastností a stanovení jeho valence. Sládeček (1973, 1976) rozpracoval metodu pro stanovení vztahu bioindikátora ke kyslíkovému režimu, tj. k biochemicky rozložitelnému množství organických látek ve vodě, jinak řečeno k **saprobítě** vody. Postup vychází z četnosti výskytu organismu v jednotlivých stupních znečištění, a tak je stanovena jeho průměrná valence. Zelinka a Marvan (1961) upřesnili výpočet valence i o tzv. váhu, která v předem daném rozsahu hodnot (škála 1–5) stanovuje spolehlivost hodnoty valence. Podrobněji v další části textu. Nověji se hodnoty valence, resp. vhodnosti indikátora stanovuje statistickými metodami z velkých souborů dat. Z neparametrických metod lze s výhodou využít χ^2 (Helešic 2001). Optimální je stanovení pomocí metod vícerozměrné statistiky. Tato metoda umožní vytipovat organismy, které nejlépe (se statisticky průkaznou odezvou) reagují na faktory prostředí.

Přístupů k získávání informací z přírodního prostředí je několik, a všechny je možno s určitými ome-

zeními využít k vyhodnocování stavu vodního prostředí. Rozlišujeme tři základní:

1. sledování;
2. monitoring;
3. kontrola.

Ad 1) **Sledování** je nejjednodušší metoda. Jde o více-méně náhodný a nepříliš detailně propracovaný sběr informací z prostředí. Příkladem je jednorázové vzorkování všech dostupných lokalit v určitém časovém období. Získaná data jsou mnohdy zatížena subjektivním přístupem vzorkaře, nepostihují rozmanitost biotopů v ekosystému, jsou omezena jen na „vzorkovatelné“ organizmy, nemusí nutně postihovat sezónnost atd. Vzorkování není doprovázeno podrobným sběrem dalších informací z přírodního prostředí. Na druhé straně je možno takový soubor dat považovat za náhodný, a pokud bylo vzorkování provedeno jen jednou, pak jsou vyloučeny i pseudoreplikace, které komplikují hodnocení. Sledování je počáteční proces sloužící k zjištění problému, stavu prostředí; z obecného hlediska pak ke zjištění fenoménů a modelů (vzorů), které je nutno dále zkoumat podrobněji monitoringem nebo kontrolou.

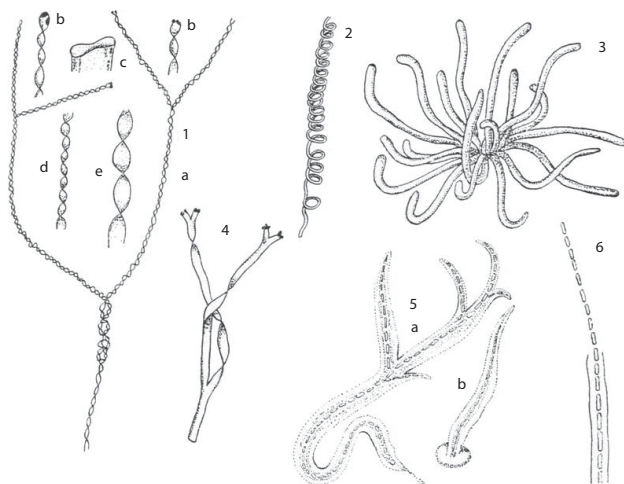
Ad 2) **Monitoring** je definován jako integrovaný a plánovaný přístup ke sběru informací z prostředí v čase a prostoru. Je stanovena časová škála (přesné časové úseky, respektování sezónnosti atd.) a prostorová škála (definované lokality a území). Při vzorkování se měří všechny relevantní parametry prostředí, odebírají se vzorky z různých prostředí (biotopů) na lokalitě a vzorkování je zaměřeno jak pro následné na fyzikálně-chemické a chemické rozborů přírodních matric, tak na vzorkování bioty. Musí být veden podrobný protokol a vlastní činnost by měly provádět certifikované osoby přesně stanovenými a po dobu monitoringu stále stejnými metodami. Zacházení s odebranými vzorky se řídí postupy správné laboratorní praxe, kdy jsou dopředu stanoveny všechny procedury při manipulaci se vzorkem (typy vzorkovnic, fixace, uchovávání, ředění a dělení vzorků atd.).

Ad 3) **Kontrola** je definována jako typ sběru dat k ověření normativně stanovených ukazatelů. Jde tedy o cílené vzorkování (buď náhodné sledování nebo propracovaný monitoring) ke sběru specifických informací. Nejčastěji se využívá v hygienické praxi např. při sledování znečištění vody (pitné, užitkové a např. i vody v umělých a přírodních koupalištích) podle stanovených ukazatelů – limitních koncentrací stanovených látek (např. dusičnanů) nebo organismů (početnost tzv. fekálních bakterií nebo zdraví škodlivých sinic).

Jednoduchá bioindikace podle výskytu/nepřítomnosti jednotlivých bioindikátorů (organismů) je možná, ale přináší nám jen základní odpovědi o vlastnostech prostředí. Tyto postupy jsou již velmi dlouho známé (Liebmann 1960 a další) a mnohé z nich jsou empiricky využívány, např. od začátků produkčního rybářství (rybníkářství). V následujícím přehledu jsou uvedeny některé příklady.

INDIKACE ŽELEZA A MANGANU

Výskyt železa ve vodě je ve dvou základních formách – rozpuštěné dvojmocné soli a velmi málo rozpustné trojmocné hydroxidy a hydro-oxidy. Dvojmocná forma se ve vodách s dostatkem kyslíku velmi rychle oxiduje na trojmocnou. V kyselých vodách probíhá srážení pomaleji a za vydatného působení tzv. železitých bakterií, které řadíme mezi chemolitoautotrofní bakterie, využívají oxidace k získávání energie. Právě tyto bakterie jsou jednoznačným indikátorem přítomnosti vyšších koncentrací železa. Řadíme sem především bakterie rodu *Lepthotrix*, *Centrothrix*, *Galionella*, *Ferrobacillus* a další (Obr. 75). Typickým příznakem výskytu těchto bakterií jsou rezavé až světle okrové povlaky. Mangan se vyskytuje v oxidačních stupních II, III, IV a VII. Rozpustná je dvojmocná forma, která se postupně a podstatně pomaleji oxiduje na vyšší nerozpustné formy. Indikace výskytu vyšších koncentrací manganu jsou bakterie rodu *Lepthotrix* (echinata) a *Metallogenium* tvořící tmavě rezavé až černé mazlavé povlaky (Příloha XI).



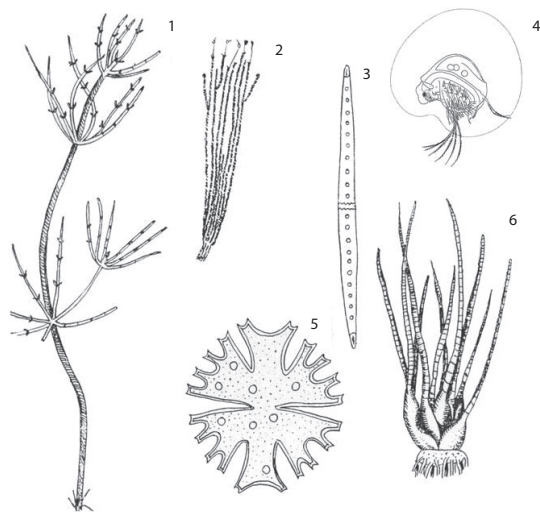
Obr. 75. Bakteriální bioindikátory železa – 1. *Gallionella fereuginosa*, 2. *Spirostoma* sp., 3. *Lephotrix lopholea*, 4. *Gallionella minor*, 5. *Lephotrix ochracea*

INDIKACE KYSELÝCH VOD

K indikaci kyselých vod (pH pod 5,5) jsme se podrobně zmínili již u acidifikace. Specifické jsou však přirozeně kyselé vody – dystrofní vody – kde je kyselost způsobena především huminovými kyselinami. Typická pro tyto vody je hnědá, někdy až rezavá barva. Žije zde relativně druhově chudé společenstvo acidotrofních a acidobiontních organismů. Typické jsou některé druhy sinic (*Synechococcus aeruginosus*), chrysomonády (např. *Synura sphagnicola*), bičíkovci (*Phacus sphaericus*), velmi častý je výskyt mechů rodu *Sphagnum* a z bezobratlých pak někteří zástupci vodních ploštíc (*Notonecta reuteri*), larvy vážek, vodní brouci, larvy dvoukřídlých. Vyskytují se někteří specialisté ze skupiny krytenek (Testacea), vířníků – točivek (Monogononta – např. *Brachionus sericus*) a ve vodách s pH kolem 5,5 pak zástupci perlooček (Cladocera – např. *Streblocerus serricaudatus*) a buchaneč (Copepoda – např. *Diacyclops nanus*). V dystrofních rybnících a jezerech s vodou s velmi nízkými obsahy vápníku žije i naše největší perločka – hrbatka jezerní (*Holopedium giberum*).

INDIKACE VÁPŇÍKU

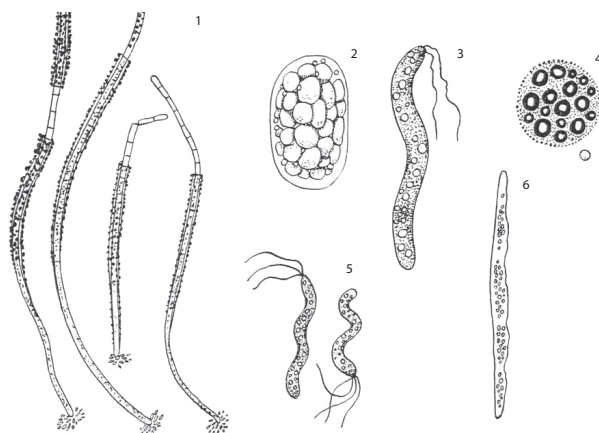
U indikace vápníku je možný dvojitý přístup – detekce kalcitrofních, kalcibiontních organismů, kteří indikují zvýšené obsahy Ca a Mg, nebo naopak biodetekce velmi nízkých koncentrací pomocí kalcifobních organismů viz Obr. 76. Mezi kalcitrofní (alkalitrofní) organismy patří především některé vyšší řasy (např. *Vaucheria debaryana* a především druhy rodu *Chara* sp.) a některé vyšší rostliny: vodní rdesna (*Potamogeton* sp.), stolítky (*Myriophyllum* sp.) a často i vodní mor kanadský (*Elodea canadensis*). Tyto organismy využívají k asimilaci i rozpuštěných solí hydrogenuhličitanů. Je tedy známa tzv. biogenní dekalciifikace, kdy se vápník ve vodě sráží a vytváří povlaky na listech a ponořených předmětech (častý jev např. v charových jezírkách po těžbě kaolinu). Z bezobratlých jsou pro vody s vysokým obsahem vápníku a uhličitánů typické larvy dvoukřídlých z čeledi koutulovití (Psychodidae) a bráněnkovití (Stratiomiidae). Tyto larvy se u nás vyskytují ve významných početnostech v pěnovcových prameništích hor flyšového pásma. Typickými zástupci jsou také vodní měkkýši a korýši. Naopak existují indikátory nízkého obsahu uhličitánů a vápníku, kam patří ve stojatých vodách již výše zmíněná hrbatka jezerní a v tekoucích vodách např. u nás vzácná a chráněná perlorodka říční (*Margaritifera margaritifera*).



Obr. 76. Indikátory vápníků: 1. parožnatka r. *Chara*, 2. mech *Gymnostomum curvirostris*, 3. spájkivka *Closterium acerosum*, 4. kalcifóbní perloočka hrbatka jezerní (*Holopedium gibberum*), 5. dvočátkovitá řasa *Microsterium* sp., 6. kalcifóbní a acidobiontní šídlatka jezerní (*Isoetes lacustris*); (organizmy nejsou v poměrných velikostech)

INDIKACE ANAEROBIE – SIROVODÍKU

V anaerobním prostředí jsou typickými plynnými chemickými indikátory sulfan, amoniak a metan. Tyto plyny se ve vodě rozpouští a amoniak a sulfan jsou reaktivní za vzniku amonných solí a siřníků. Zvláště přítomnost siřvodíku (sulfanu) lze velmi dobře indikovat podle výskytu bezbarvých siřných bakterií (*Beggiatoa alba*, *Thiothrix nivea* a další), tvořících na dně bílé povlaky. Vyskytují se i fotoautotrofní bakterie červené nebo zelené barvy, které mnohou způsobit i biogenní zbarvení vody. Společenstva bakterií jsou doprovázena celkem bohatým uskupením prvoků. Ve stojatých vodách jsou to bezbarví bičíkovci a několik druhů nálevníků (*Metopus* sp., *Trichospira inversa* aj.). Za nižších koncentrací výše zmíněných plynů se vyskytují i vířníci – pijavenky (Bdelloidea) např. naše největší – okem viditelná pijavenka *Ephiphanes senta* a dokonce perloočky, jako je hrotnatka velká (*Daphnia magna*). Příklady indikátorů anaerobie jsou uvedeny na Obr. 77.



Obr. 77. Indikátory anaerobie a sulfanu: 1. *Thionema vaginatum*, 2. *Thiodictyon elegans*, 3. *Thiospira* sp., 4. *Thiophysa* sp., 5. *Thiospirillum* sp., 6. *Rhabdochromatium roseum*; (organizmy nejsou v poměrných velikostech)

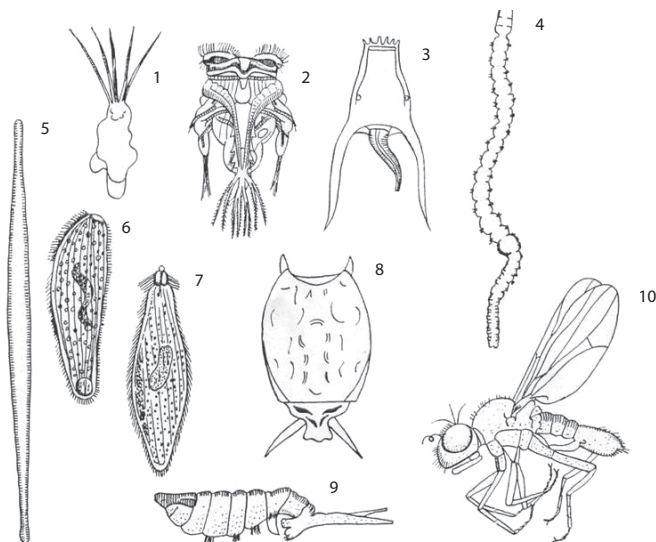
INDIKACE SILNĚ MINERALIZOVANÝCH – MINERÁLNÍCH VOD

Minerální vody mají velmi rozmanité složení, různý obsah rozpuštěných plynů a jsou často oteplené až horké. Jediným společným znakem je tedy vysoká mineralizace – vysoký obsah rozpuštěných solí. Již v 19. století si všimli mnozí autoři specifického a velmi chudého oživení těchto vývěrů. Jsou zde především typické sírné bakterie, železité bakterie, bakterie indikující vysoké obsahy vápníku a v oteplených minerálních vodách i specifické termofilní nebo termobiontní bakterie a sinice. Např. pro kyselky a polokyselky (vysoký obsah rozpuštěného CO₂) jsou typické sinice rodu *Oscillatoria* (*O. carboniciphila*, *O. beggiatoiformis*). Pro teplé a silně mineralizované karlovarské vody jsou typické sinice *Oscillatoria amphibia*, *Phormidium lucidum* a druhy rodu *Spirulina*. V minerálních vodách s teplotou vyšší než 50 °C rostou hlavně specifické taxony bakterií a sinic. Některé sinice rodu *Oscillatoria* jsou schopné růstu až do teploty 85 °C.

INDIKACE SLANÝCH VOD

Vnitrozemské slané vody s vysokým obsahem chloridů a síranů se vyskytují v místech s půdami s vysokým obsahem solí. V mírném pásmu jsou to nehojné a unikátní biotopy, v mediteránu, v polopouštích a pouštích oblastech již poměrně hojné recipients, někdy i velké plochy a objemy (periodická slaná jezera v pouštích a polopouštích severní Afriky). V tomto typu prostředí se vyskytují halobiontní (euhalobní) a halofilní organizmy (Obr. 78), které tolerují obsahy solí od 1–4 % (mesohalobní) až po 9 % (polyhalobní).

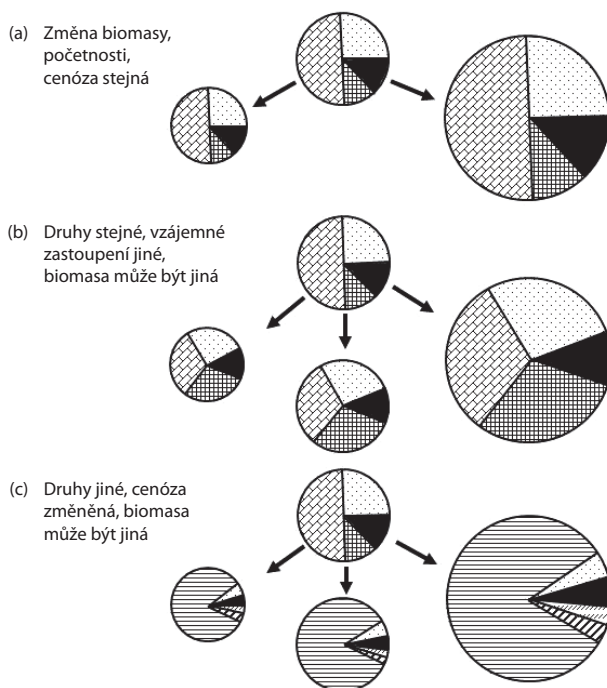
Typickými polyhalobionty jsou sinice (*Chloroglea sarcinoides*), bičíkovci (*Dunaliella salina*, *D. parva*), více druhů rozsivek např. *Navicula salinarum*, několik druhů nematodů a vířníků r. *Hexarthra* a *Brachionus* (např. *B. mülleri*, *B. plicatilis*) a známá žabronožka *Artemia salina*, lasturnatky (Ostracoda) a larvy komárů (*Aedes salinus* aj.) a pakomárů (*Chironomus* sk. *salinarum*) a dalších larev dvoukřídlých (r. *Ephydra*) a brouků.



Obr. 78. Bioindikátory silně mineralizovaných až slaných vod: 1. měňavka *Amoeba salina*, 2. vířník *Pedalia fenicca*, 3. vířník *Brachionus satanicus*, 4. naidka *Paranais litoralis*, 5. rozsivka *Synedria affinis*, 6. nálevník *Pseudospodron halophilus*, 7. nálevník *Frontonia marina*, 8. vířník *Lecane coronata*, 9. kukla a 10. dospělý březnice *Ephydra riparia* (alkalobiont); (organizmy nejsou v poměrných velikostech)

INDIKACE DLE STAVU SPOLEČENSTVA (BIOCENÓZY) VODNÍCH ORGANISMŮ

Myšlenka použít společenstvo organismů jako bioindikátor je založena na poznání, že společenstvo jako celek nejlépe reaguje na změnu podmínek a zdrojů. Mohou nastat změny v početnostech organismů, v jejich vzájemném zastoupení a i počtu taxonů (Obr. 79). Když k tomu přidáme i znalosti o autekologii jednotlivých druhů, dostáváme velmi dobrý nástroj, který nám může indikovat změny prostředí.

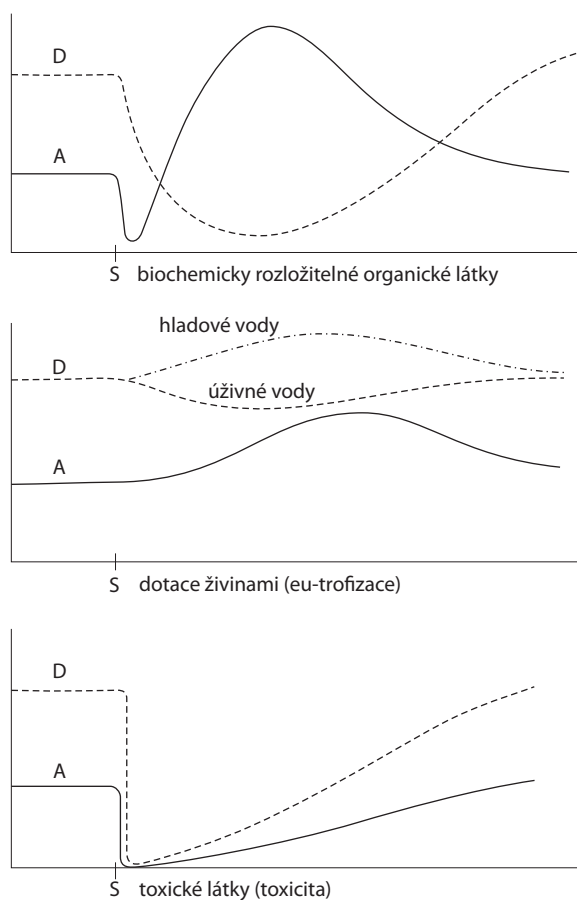


Obr. 79. Reakce společenstva (biocenózy) na změnu podmínek a zdrojů (upraveno dle Hellawell 1986)

PŘEHLED BIOINDIKAČNÍCH METOD POUŽÍVANÝCH VE VODÁCH A HODNOCENÍ JAKOSTI VODY A EKOLOGICKÉHO STAVU

Možnostem bioindikace stavu antropicky ovlivněných vodních ekosystémů a jejich využití v monitorovacích programech je věnována pozornost již od druhé poloviny 19. století. Biocenóza říčního toku svým složením a fungováním odráží podmínky vodního prostředí a indikuje tak kvalitu vody v toku. Koncepce biologických indikátorů podmínek vodního prostředí vznikla pracemi Kolkwitze a Marsona (1908, 1909), kteří rozpracovali myšlenku saprobity vody, jako stupně znečištění organickými látkami.

Pozorování vyústilo ve vypracování seznamu indikátorových organismů a zavedení hodnocení celého společenstva (Pantle a Buck 1955, Zelinka a Marvan 1961, Sládeček 1973). V praxi se doposud pro bioindikaci využívá především řas a bentických bezobratlých, přičemž zejména makrozoobentos je pro svoji citlivost a značnou druhovou diverzitu i abundanci všeobecně považován za skupinu v tekoucích vodách bioindikačně velmi vhodnou (Rosenberg a Resh 1993). Reakce společenstva vodních organismů na různé typy znečištění je na Obr. 80.



Obr. 80. Reakce společenstva vodních organismů na různé typy znečištění (D – diverzita nebo počet druhů, A – početnost nebo biomasa, s – výtok odp. vod, osa X – podélný profil toku)

Z grafů lze odvodit základní poznatky využitelné pro konstrukci a výběr bioindikačních metod. Rozložitelné organické znečištění sníží diverzitu, ale i navzdí v určité vzdálenosti od výtoku biomasy (abundanci) organismů rozkládajících nebo tolerujících organické znečištění. V případě dotace toku přímo dostupnými živinami dojde v prostředí s nedostatkem živin (hladové vody) k nárůstu rozmanitosti, u již trofizovaných (úživných) vod dojde naopak k jejímu snížení. V kvantitativních ukazatelích dojde ke zvýšení parametru především obrovským rozvojem biomasy fotoautotrofních organismů. V případě účinku toxického znečištění dojde k poklesu obou ukazatelů a velmi pomalu a v delší vzdálenosti po proudu dojde k částečnému obnovení společenstva.

Bioindikace jakosti vod pomocí makrozoobentosu

Makrozoobentos je považován za nejvhodnější společenstvo pro bioindikaci, to již akcentovali po 2. světové válce Zelinka, Marvan, Kubíček 1959. Výhody použití bentických bezobratlých jsou (Hellawell 1986, Rosenberg a Resh 1993, Helešic 2006):

- velká rozmanitost a abundance druhů téměř ve všech sladkovodních biotopech;
- způsob života vázaný na určité prostředí a lokalitu – přítomnost většiny taxonů je v přímé relaci na podmínky v místě jejich odchyty;
- délka života mnoha druhů umožňuje zachycení situace na stanovišti po několik měsíců až let;
- schopnost společenstva bezobratlých integrovat a odpovídat simultánně na škálu environmentálních stresů; jsou známy odezvy mnoha druhů na rozdílné typy znečištění;
- mnoho druhů je významnými kumulátory toxických látek;
- semikvantitativní (a i kvantitativní) vzorkování je relativně jednoduché a levné;
- taxonomie mnohých skupin je relativně dobře známá a jsou k dispozici určovací klíče;
- bentičtí bezobratlí jsou vhodnými objekty v experimentálním přístupu monitoringu.

Saprobologie byla definována jako nauka o vlivu hnilobných látek a vodní organizmy a následně vyvinula metodu bioindikace jakosti vody. Saprobni systém je založený na přítomnosti určitých indikátorových druhů s definovanou afinitou k množství rozpuštěného kyslíku jako míry organického znečištění (přítomnosti rozkladných pochodů odnímajících kyslík). Tento systém byl v průběhu let zdokonalován (Pantle a Buck 1955, Zelinka a Marvan 1961, Sládeček 1973) a dnes je používán ve více zemích Evropy. V zemích západní Evropy se používají i jiné biotické systémy založené na stanovení bioindikátorů a jejich indikačního významu, jako např. BMWP skóre a ASPT index ve Velké Británii, belgický Biotický Index, francouzský Biotický Index aj. Během posledních dvou desetiletí se pozornost odborné veřejnosti začala přesouvat od organického zatížení toků k jiným znečišťujícím elementům – eutrofizaci, toxickým účinkům nejrůznějších látek a v poslední době ke kvalitě vodních ekosystémů jako celku. Příkladem využití indikátorových organismů je jejich použití při indikaci stupně acidifikace vodních ekosystémů – viz výše. V osmdesátých letech byla ve Velké Británii vypracována metoda RIVPACS posuzující kvalitu ekosystémů z poněkud jiného hlediska, než ji mohou posoudit biotické indexy. Je založena na predikci (předpovědi) společenstva makrozoobentosu na hodnocené lokalitě a následném srovnání předpovězeného společenstva se skutečným, zjištěným při odběru. Jedná se o komplexní přístup, který se jeví velmi vhodným nástrojem pro aplikaci v managementu ochrany přírody.

Tradiční metody hodnocení společenstva makrozoobentosu

Indexy diverzity

Hodnocení kvality (jakosti) vod pomocí indexů druhové rozmanitosti (diverzity) je rozšířeno zejména v USA. Princip použití těchto metod vychází z předpokladu, že ideální společenstvo (nestresované) by mělo obsahovat jeden nebo několik málo velmi početných druhů (dominantních), několik druhů středně početných (doprovodných) a více vzácných druhů. Tuto skutečnost se snaží postihnout a vyjádřit jedním číslem nejrůznější indexy diverzity (rozmanitosti). Předpokladem použití těchto indexů je, že nenarušená společenstva mají diverzitu (druhovou bohatost) vyšší než společenstva narušená, stejné rozložení jedinců mezi druhy a střední až vysoké počty jedinců. Organické znečištění způsobuje pokles diverzity, protože senzitivní druhy zmizí, poklesne vyrovnanost a naopak v důsledku obohacení živinami vzroste abundance druhů tolerantních. Naopak toxické nebo kyselé znečištění může způsobit pokles jak diverzity, tak abundance a dále též vzrůst vyrovnanosti, protože senzitivní druhy jsou eliminovány a není zde žádný přídatný zdroj potravy pro zbylé tolerantní formy.

Indexy diverzity jsou velmi užitečným kritériem, nelze je však doporučit jako jediné kritérium pro rutinní monitoring. Indexy diverzity je nejlépe aplikovat na toxické a fyzikální znečištění. Jsou vhodné pro posouzení změn na jedné lokalitě, např. před a po nějakém zásahu. Rozdíly v rozmanitosti na jedné lokalitě v čase mají velkou vypovídací schopnost, naopak rozdíly v rozmanitosti na různých lokalitách ve stejném čase obvykle nelze interpretovat jednoznačně.

Ačkoliv je koncept diverzity jako měření kvality vody atraktivní teorií, v praxi je jeho používání méně populární.

Výpočet indexů diverzity

Diverzita (rozmanitost) postihuje tři základní vlastnosti společenstva: počet, druhovou pestrost a vyrovnanost. Používá se několik metod výpočtu indexu diverzity. Nejednodušší jsou indexy postihující míru druhové bohatosti např. **Margalefův index**:

$$D = \frac{S - 1}{\ln N}$$

kde s počet taxonů a N abundance.

V praxi je nejpoužívanějším indexem diverzity index Shannonův, resp. **index Shannon – Weanerův (H')**.

$$H' = - \sum_{i=1}^s p_i \log_2 p_i, \text{ kde } p_i = \frac{n_i}{N}$$

kde n_i je početnost i -tého taxonu, N celkový počet všech taxonů.

K Shannonovu indexu lze počítat varianci s^2 dle vztahu:

$$s^2 = \frac{\sum f_i \log^2 f_i - \left(\frac{\sum f_i \log f_i}{n} \right)^2}{n^2}$$

kde f_i je frekvence výskytu i -tého druhu, n je celkový počet jedinců.

Srovnání dvou lokalit (hodnost H') lze provést Studentovým t -testem upraveného vzorce:

$$t = \frac{H_1 - H_2}{\sqrt{s_1^2 + s_2^2}}$$

kde H_1 a s_1 jsou hodnoty prvního společenstva a druhá sada hodnoty druhého společenstva.

Pro stanovení statistické významnosti hodnoty t je nutno vypočítat počet stupňů volnosti podle vztahu:

$$DF = \frac{(s_1^2 + s_2^2)^2}{\frac{(s_1^2)^2}{n_1} + \frac{(s_2^2)^2}{n_2}}$$

Mezi výhody použití indexů diverzity patří, že:

- jsou striktně kvantitativní a bezrozměrné a vhodné pro statistické zpracování.
- Většina z indexů je relativně nezávislá na velikosti vzorku.
- Nepracují dopředu s žádnými předpoklady o toleranci druhů, které mohou být subjektivní.

Nejvýznamnějšími výhradami proti jejich použití je:

- že redukuje jednotlivé druhy na anonymní počty, které nedbají na jejich adaptace k prostředí, což teoreticky může vést k tomu, že společenstvo tolerantní ke znečištění (např. Oligochaeta-Chironomidae) srovnáváme se společenstvem citlivým na znečištění (např. Plecoptera-Gammaridae).
- Ne všechna nenarušená společenstva mají přirozeně vysokou diverzitu, a proto není možné korelovat určité hodnoty s ekologickým poškozením (např. oblasti oligotrofních vod velkých jezer a prameny potoků zásobených na živiny chudou podzemní vodou mají přirozeně nízkou produktivitu a i diverzitu). Protože indexy diverzity mohou široce kolísat i v neovlivněných podmínkách, není možné univerzálně aplikovat nějaký standard pro interpretaci hodnot.
- Indexy mohou v určitých podmínkách dávat „falešně negativní“ výsledky – např. střední znečištění může zvýšit abundanci, aniž by došlo k eliminaci druhů, výsledkem je pak aktuální zvýšení hodnoty indexu. Protože H' je více citlivé ke změnám ve vyrovnanosti než v počtu taxonů, může jeho hodnota být vysoká na místech silně kontaminovaných toxickými chemikáliemi.
- Indexy diverzity nejsou příliš senzitivní a špatně rozlišují zejména při středních hodnotách různého znečištění, včetně vlivu zvýšených obsahů živin, kovů a pesticidů. Tato vlastnost omezuje použití indexů diverzity pro hodnocení vlivu bodových znečištění o známém chemickém složení na relativně jednoduché systémy. Naopak málo se využívá indexů diverzity pro hodnocení komplexních systémů ovlivněných četnými a rozmanitými stresory nebo při hodnocení plošného znečištění (Metcalf-Smith 1994).

Srovnání diverzit společenstev dvou lokalit – profilů je možné např. podle **Z-skóre**. Tento postup se užívá např. pro hodnocení nárostových společenstev z metody umělých substrátů (Sullivan a kol. 1981):

$$Z = \frac{(H_i - H_j)}{\sqrt{(s_{Hi})^2 + (s_{Hj})^2}}$$

kde H_i , H_j jsou hodnoty Shannonovy diverzity pro odběrový profil i a j a s_{Hi} a s_{Hj} je standardní chyba.

Tato procedura předpokládá, že hodnoty diverzity tvoří normální rozdělení (jsou možné různé transformace např. $\log H$ aj.). Hodnoty z se potom hodnotí na úrovni signifikance $p = 0,01$, tzn. čím je vyšší hodnota z (záporná nebo kladná), tím je větší rozdíl mezi srovnávanými lokalitami.

Biotické indexy a skóre indexy

V anglické literatuře se pod tímto termínem rozumí ty indexy, které využívají jakýkoliv typ „indikátrového druhu“. Biotické indexy hodnotí lokalitu na základě kombinace indikační hodnoty druhů nebo skupin druhů a rozmanitosti společenstva. Koncepce biotických indexů vychází ze dvou principů:

- skupiny bezobratlých jsou různě citlivé na znečištění a s jeho zvyšováním postupně ubývá méně tolerantních citlivých skupin;
- se vzrůstajícím stupněm znečištění klesá bohatost (počet taxonů) společenstva. Biotické indexy jsou používány jak pro hodnocení znečištění – jakosti vody (především organického), tak i pro hodnocení ekologické kvality toku (Kokeš a Vojtíšková 1999).

Principy biotických indexů jsou analogické principům, ze kterých vycházelo hodnocení saprobity.

Saprobni index je v podstatě speciálním typem biotického indexu.

Biotické indexy lze rozdělit na dvě skupiny:

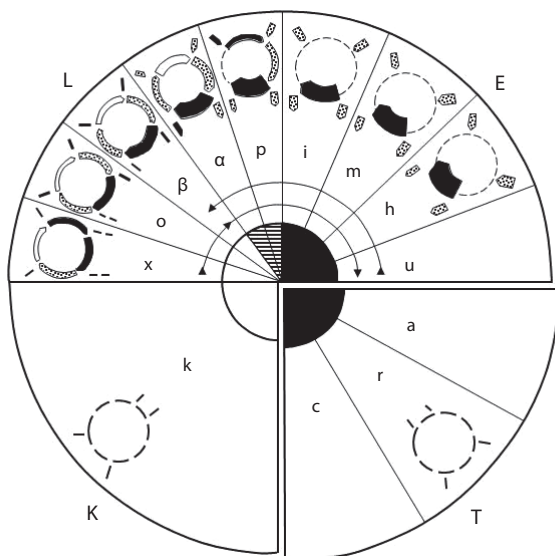
- průměrové indexy – počítají se jako průměr (vážený průměr, medián, modus) indikačních hodnot jednotlivých druhů nebo jejich skupin. Ve výsledné hodnotě se jednak ztrácí individualita jednotlivých taxonů, jednak není zcela postižena rozmanitost společenstva. Kromě klasického saprobního indexu sem patří tzv. skóre systémy.
- tabulkové indexy – jsou odečítány z tabulek. Individualita některých skupin může do značné míry určit jejich hodnotu. Postihují lépe rozmanitost společenstva než indexy průměrové; z tohoto důvodu lze z jejich hodnot usuzovat lépe i na celkové narušení společenstva (Kokeš a Vojtíšková 1999).

Průměrové biotické indexy

Saprobni index

Saprobni index je u nás dosud nejrozšířenější metoda hodnocení kvality vody s důrazem na organické znečištění. Systém hodnocení je založen na toleranci jednotlivých indikačních druhů (saprobiontů) ke stupni znečištění vody lehce odbouratelnými organickými látkami (vyjádřené např. jako BSK₅), u bezobratlých je to především k absolutní výši koncentrace rozpuštěného kyslíku. U bakterií, hub a autotrofních organismů se k indikaci přidává i afinita k absolutnímu obsahu živin a k lehce vstřebatelným organickým látkám (nízkomolekulární a rozpustné, jako např. cukry). Vlastním výsledkem měření je tzv. **saprobni index společenstva**, číslo vyjadřující na stupnici saprobity (-0,5–8,5) stupeň znečištění biochemicky odbouratelnými organickými látkami.

Saprobni systém jakosti vody rozpracoval především Sládeček (1973), který vytvořil logický systém jakosti přírodních vod a odpadních (antropicky znečištěných vod). Zavedl pojmy **katarobita** (velmi čistá voda prakticky bez oživení), **limnosaprobita** (přírodní vody s oživením, aerobní stavy až mikroaerobie), **eusaprobita** (odpadní vody znečištěné biochemicky odbouratelnými látkami, anaerobní stavy) a **transsaprobita** (odpadní vody znečištěné prakticky neodbouratelnými látkami). Celý systém spolu souvisí, jak je vidět z kruhového diagramu na Obr. 81.

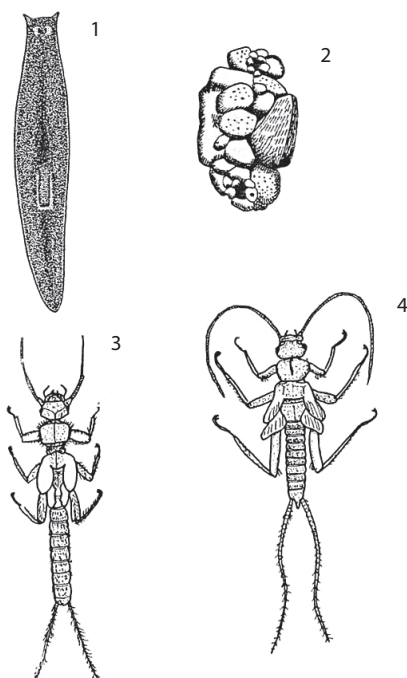


Obr. 81. Saprobni systém dle Sládečka (1973) – vysvětlivky v textu

Diagram můžeme dělit horizontálně – v horní části jsou vody oživené, v dolní části jsou vody bez života a vertikálně – levá strana jsou vody přírodní, pravá strana jsou vody odpadní antropického původu.

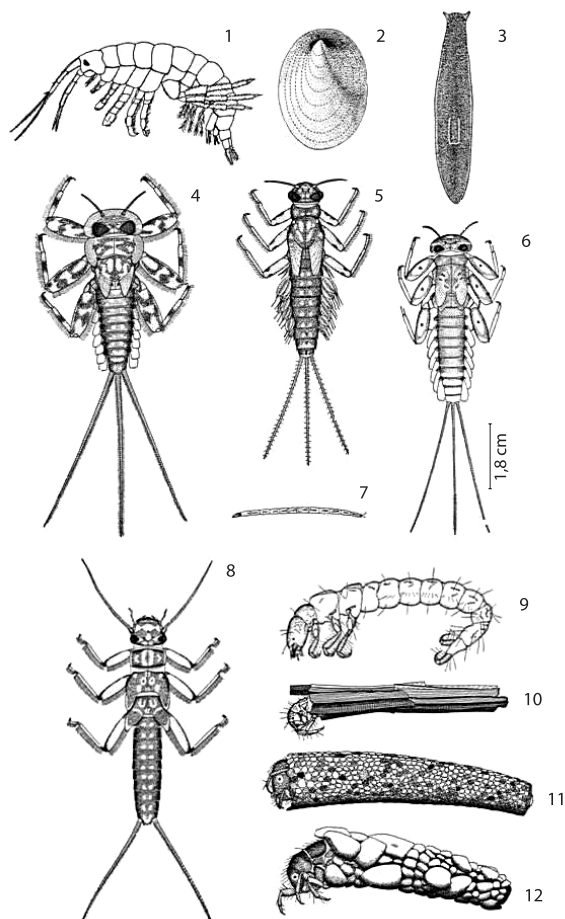
Limnosaprobity se dělí na stupně – **xenosaprobity** (x) (nejčistší přírodní oživená voda), **oligosaprobity** (o), **betamezosaprobity** (β), **alfamezosaprobity** (α) a **polysaprobity** (p, teoreticky nejhorší kvalita přírodních vod s výrazným antropickým vlivem). Zařazení do systému podle hodnoty saprobního indexu, hodnoty BSK₅, množství rozpuštěného kyslíku je v Tab. 65, kde je navíc uvedeno podrobnější členění (lepší – horší), které se často v praxi používá.

Stupeň **xenosaprobity** je relativně málo oživen. Vody tohoto typu jsou prameny, pramenné stružky a nejhornější části toků často pramenících ve vyšších nadmořských výškách a ze sněhových polí nebo ledovců. Organismy, které se zde vyskytují (Obr. 82), jsou oligostenotermní – obligatorně chladnomilné. Mohou se zde krátkodobě vyskytovat i organismy podzemních vod např. měkkýši rodu *Alozoniela*, ze skupiny korýšů blešivci rodu *Niphargus*, bezkrunýřka slepá (*Bathynella natans*) a další. Typickými jsou např. předožábří měkkýš praménka rakouská (*Bithynella austriaca*), ploštěnka *Crenobia alpina*, fakultativně parazitický strunovec (r. *Gordioides*), larvy jepice *Ameletus inopinatus*, pošvatek druhů *Nemurella pictetii*, *Leuctra nigra*, chrostíci rodu *Agapetus* a *Synagapetus* a další. Přirozená druhová rozmanitost a celková početnost jsou nízké.



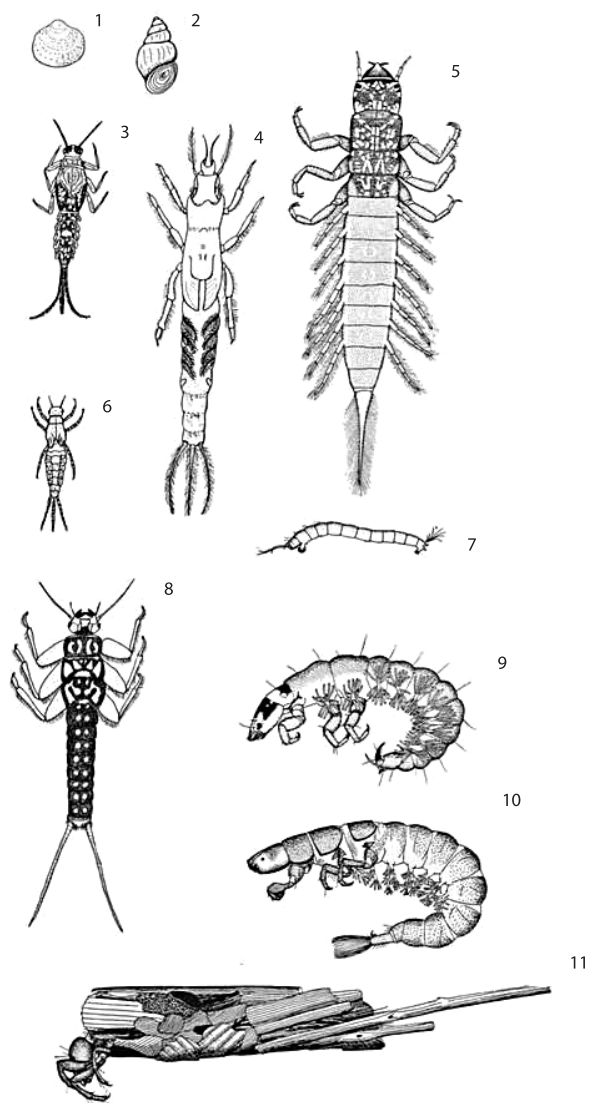
Obr. 82. Xenosaprobni organizmy: 1. ploštěnka horská (*Crenobia alpina*), 2. schránka larvy chrostíka r. *Agapetus*, 3. larva pošvatky (*Leuctra nigra*), 4. larva pošvatky (*Nemurella picteti*); (organizmy nejsou v poměrných velikostech)

Vody s jakostí **oligosaprobity** se vyskytují v horních tocích a jsou již podstatně více oživeny (Obr. 83). Zde se již vyskytují hojně řasové nárosty rozsivek (Bacillariophyta), především v jarním období. V rychle proudících úsecích jsou typické ruduchy např. rodu *Lemanea*. Vyskytují se vodní mechy zdrojovky rodu *Fontinalis*. Řasová společenstva jsou v těchto typech vod limitována světlem a živinami (především dostupným fosforem). Společenstvo konzumentů je tvořeno především potravní skupinou kouskovačů (potravou je hrubá organická hmota) a predátorů. Vykytují se např. ploštěnky *Dugesia gonocephala* a r. *Polycelis*, měkkýši hrachovky (*Pisidium*), kamomil říční (*Ancylus fluviatilis*), významným indikátorem je i perlorodka říční (*Margaritifera margaritifera*), z koryšů jsou významní blešivec potoční (*Gammarus fossarum*) a oba naši původní raci (*Astacus astacus* a *Austropotamobius torrentium*), z jepic pak larvy rodů *Rhithrogena*, *Ecdyonurus* (Heptageniidae), čeledi Baetidae, Caenidae a Lepthophlebiidae, larvy pošvatek čeledi Nemouridae (r. *Nemoura*, *Protonemura* a *Amphinemura*), Leuctridae, Taeniopterygidae (r. *Brachyptera*) a predátoři r. *Isoperla*, *Perlodes*, *Diura* a naše největší pošvatky např. *Dinocras cephalotes*, *Perla grandis*. Společenstvo chrostíků je velmi bohaté zastoupené především rody *Plectrocnemia*, *Rhyacophila*, a schránkatými r. *Sericostoma*, *Stenophylax* a další. Vyskytují se i larvy tiplic (Tipuliidae, Podaciidae), bahnomilek (Limoniidae), pakomárovitých, muchničiek, pakomárcovitých a vodních brouci r. *Elmis* a *Limnius*.



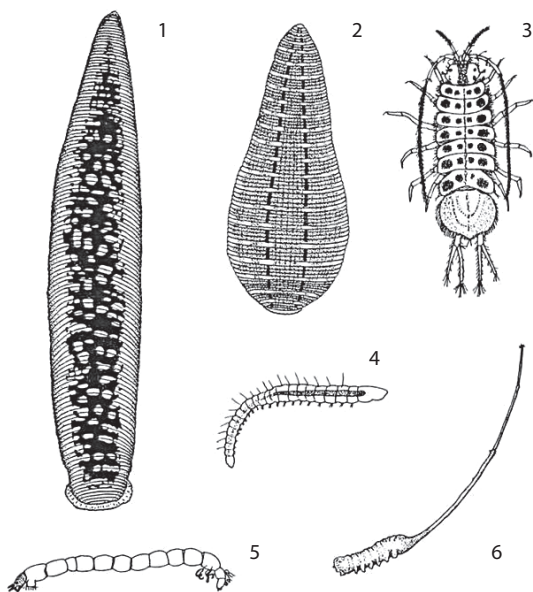
Obr. 83. Organismy oligosaprobity: 1. blešivec potoční (*Gammarus fossarum*), 2. kamomil říční (*Ancyclus fluviatilis*), 3. ploštěnka potoční (*Polycelis felina*), 4. larva jepice r. *Ecdyonurus*, 5. larva jepice r. *Leptophlebia*, 6. larva jepice r. *Rhithrogena*, 7. larva pakomárce r. *Bezzia*, 8. larva pošvatky r. *Isoperla*, 9. larva chrostíka r. *Plectrocnemia*, 10. larva chrostíka r. *Halesus*, 11. larva chrostíka r. *Sericostoma*, 12. larva chrostíka r. *Stenophylax*; (organizmy nejsou v poměrných velikostech)

Stupeň **betamesosaprobity** je druhově a početně nejbohatěji oživen. Přirozeně se vyskytuje ve středních a velkých řekách. Je zde zastoupena celá škála primárních producentů od řas a sinic, přes mechorosty až po vyšší rostliny. Skupina konzumentů je vůbec nejbohatěji zastoupena (Obr. 84). Je zde celá škála taxonů ze skupiny „červů“ Naididae, velké druhové spektrum vodních mlžů (*Unio*, *Anodonta*, *Sphaerium* aj.), plžů (*Lymnaea*, *Bythinia*, *Galba*, *Planorbarius* aj.), z koryšů zde končí výskyt raka říčního a vyskytuje se blešivec hřebenitý (*Gammarus roeseli*). Larvy vodního hmyzu jsou jak početně, tak druhově nejbohatší skupinou. Z jepic se vyskytují hrabavé jepice rodu *Ephemera*, *Ephoron* a další rody, např. *Baetis*, *Ephemerella*, *Caenis*, *Habrophlebia*, *Heptagenia*, v této jakosti vody končí výskyt larev pošvatek u nás s druhy *Perla burmeisteriana* a rodem *Agnatina*. Chrostíků je zde vůbec největší druhové zastoupení včetně sítě stavějících rodu *Hydropsyche*, bezschránkatých *Rhyacophila* a schránkatých č. Limnephilidae (Anobolia), rodů *Halesus*, *Stenophylax*, *Chaetopteryx* a další. Velmi bohatá je skupina larev dvoukřídlých zvláště pak bahnomilek (Limoniidae), pakomárovitých (Chironomidae), muchničkovitých (Simuliidae), pakomárcovitých (Ceratopogonidae) a dalších.



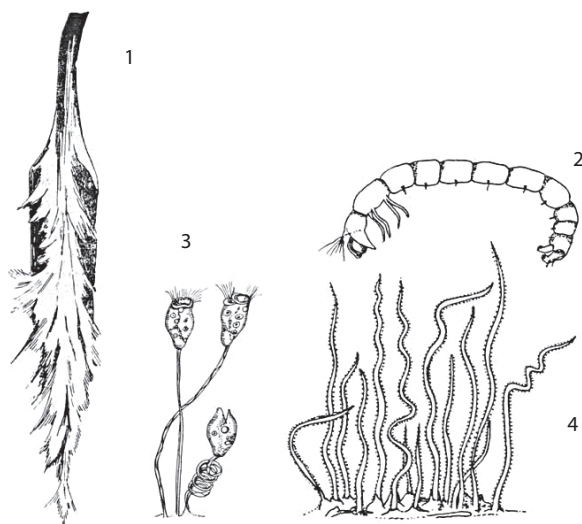
Obr. 84. Organismy betamesosaprobity: 1. hrachovka r. *Pisidium*, 2. bahnívka mutná (*Bythinia tentaculata*), 3. larva jepice r. *Baetis*, 4. larva jepice r. *Ephemera*, 5. larva střečatky r. *Sialis*, 6. larva jepice (*Ephemerella ignita*), 7. larva pakomára r. *Tanytarsus*, 8. larva pošvatky rybářice (*Perla burmeisteriana*), 9. larva chrostíka r. *Rhyacophila*, 10. larva chrostíka r. *Hydropsyche*, 11. larva chrostíka r. *Anabolia*; (organizmy nejsou v poměrných velikostech)

Stupeň jakosti vody **alfamesosaprobity** se již za přirozených podmínek vyskytuje velmi vzácně a ve většině jde o stav způsobený lidskou činností. Z toho také vyplývá podstatně chudší společenstvo organizmů (Obr. 85) tolerujících kyslíková minima a často rozkládající se bahnitý organický substrát dna. Již se zde vyskytují vláknité bakterie rodu *Sphaerotilus*, často vláknité sinice r. *Oscillatoria*, *Spirulina* aj. a také vláknité řasy rodu *Cladophora*. Skupina konzumentů je zastoupena nitěnkami (*Tubifex*, *Limnodrilus* aj.) a naidkami (*Nais*), některými mlži (*Pisidium*). Predátoři jsou skoro výhradně pijavky (*Erpobdella*) včetně naší největší pijavky koňské (*Haemopsis sanguisuga*). Vyskytuje se beruška vodní (*Asellus aquaticus*) a velké množství taxonů pakomárovitých s tribu Chironomini a dalších larev dvoukřídých, např. larvy pestřenek r. *Eristalis*, koutulí (Psychodidae) aj.



Obr. 85. Organizmy alfamesosaprobity: 1. pijavka r. *Erpobdella*, 2. pijavka r. *Glossiphonia*, 3. beruška vodní (*Asellus aquaticus*), 4. naidka r. *Nais*, 5. larva pakomára r. *Chironomus*, 6. larva pestřenky r. *Eristalis*; (organizmy nejsou v poměrných velikostech)

Polysaprobity je již vždy způsobena lidskou činností. Oživení je především tvořeno bakteriálními nárosty (Příloha XI) bakterií r. *Sphaerotilus*, *Zooglea*, *Beggiatoa*, je zde velké množství saprotrofních prvků, např. rodu *Vorticella*, v bahně dna žijí nitěnky r. *Tubifex* a pakomárů r. *Chironomus* (Obr. 86). Obě poslední skupiny organizmů se přizpůsobily nedostatku kyslíku tím, že v tělních tekutinách mají účinnější barvivo pro přenos kyslíku – červený hemoglobin.



Obr. 86. Organizmy polysaprobity: 1. vláknitá bakterie r. *Sphaerotilus*, 2. larva pakomára skupiny Chironomini, 3. nálevník vířenka (*Vorticella*), 4. nitěnky r. *Tubifex*

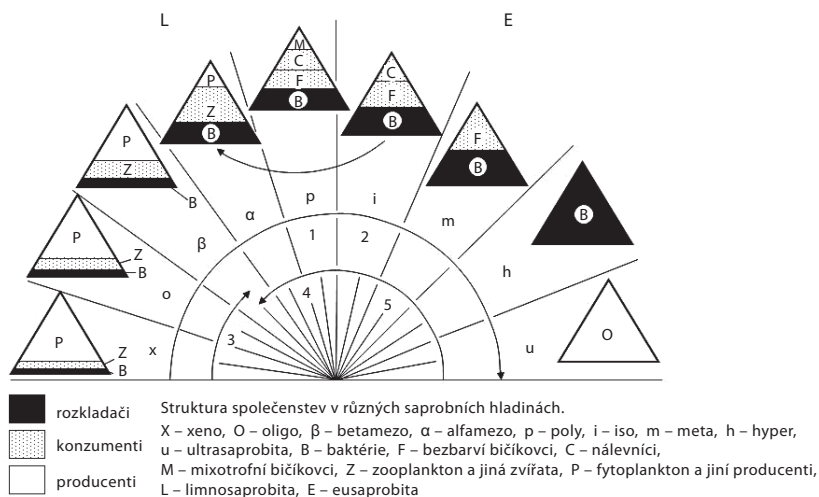
Eusaprobity dělíme na 4 stupně. **Isosaprobity** (i) je charakterizována velkými početnostmi nálevníků (ciliátový stupeň), saprobní index je od 5,5 do 6,5 s BSK₅ 400–600 mgO₂.l⁻¹. **Metasaprobity** (m) je typická vysokými počty bičíkovic (flagelátový stupeň), saprobní index 6,5–7,5 s BSK₅ kolem 700 mgO₂.l⁻¹ a více. **Hypersaprobity** (h) je již oživena jen bakteriemi a tzv. vodními houbami (Hyphomyceta), saprobní index je vyšší než 7,5 (již stanovený jen podle bakterií a hub), BSK₅ pak kolem 2000 mgO₂.l⁻¹. **Ultra-saprobity** (u) má BSK₅ až 120 000 mgO₂.l⁻¹, saprobní index se již jen odhaduje (je vyšší než 8,5), protože tato voda je prakticky sterilní.

Transsaprobity se vymyká biologickému hodnocení (vody jsou bez života) a byla vytvořena jako umělá stupnice pro doplnění systémů. **Asaprobity** (a) je stupeň charakterizující vodu s vysokým obsahem toxických látek vylučujících jakýkoli život. **Radiosaprobity** je stav abitoické vody s vysokými obsahy radionuklidů nebo vody pod vlivem radioaktivního záření vylučujícím život. Kryptosaprobity (c) je stupeň neoživené vody, kde neznáme původce tohoto stavu (řadí se sem ostatní fyzikální faktory).

Tab. 65. Stupně limnosaprobity ve vztahu s ostatními ekologickými parametry a pásmy

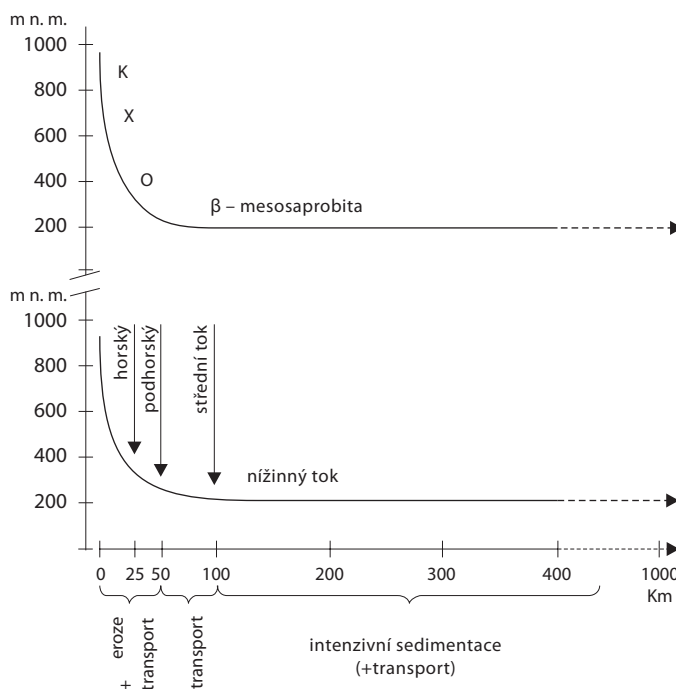
S	Saprobita	Rybí pásma	O ₂	BSK ₅	Zoobentos	Ekologická pásma
0,0			9	0		
	xenoaprobita	bez ryb			Ameletus	eukrenon hypokrenon
0,5			8	1		
	lepší oligosaprobita	pstruh			Rhithrogena	epirhithron
1,0			7	1,7		
	horší oligosaprobita	lipan			Ecdyonurus	metarhithron
1,5			6	2,5		
	lepší beta-mezo-saprobita	parma			Oligoneuriela	hyporhithron
2,0			5	3,7		
2,2	horší beta-mezo-saprobita	vodárenské toky ostatní toky cejn		4,0	Palingenia (Ephemera) (Ephoron)	elipotamon metapotamon
2,5			4	5		
	lepší alfa-mezo-saprobita	cejn			Herpobdella	–
3,0			3	7,5		
3,2	horší alfa-mezo-saprobita	přípustné znečištění nepřípustné znečištění kaprovité		8,0	Herpobdella	–
3,5			2	10		
	lepší polysaprobita	přežívá kapr karas lín			Tubifex Limnodrilus	–
4,0			1	30		
	horší polysaprobita	přežívá kapr karas lín			Tubifex Limnodrilus	–
4,5			0,1	50		
	mikroaerobie anaerobie odp. vody		0,0			

Saprobni systém můžeme také vysvětlovat podle zastoupení základní trofických skupin organismů – destruentů (rozkladačů), producentů a konzumentů viz Obr. 87.



Obr. 87. Zastoupení základních trofických skupin organismů v jednotlivých saprobních stupních (dle Sládečka 1973)

Šipky v obrázku nám také vysvětlují přírodní a antropické procesy. Šipka 1–2 nám ukazuje, že lze znečistit vodu nejvyšší jakosti až do nejhoršího stupně. Zpětný návrat, jak pomocí samočisticích pochodů, tak s pomocí biotechnologií, je však možný jen do stupně lepší betamezosaprobity (křivka 4 a 5). V přírodních vodách dochází k přirozenému znečišťování – zvyšování obsahu organických látek, ale maximálně do stupně betamesosaprobity (křivka 3). Obr. 88 ukazuje přirozený výskyt různých stupňů saprobity.



Obr. 88. Vztah přirozené saprobity a řádu toku (dle Štěřby 1986)

Hlavní výhodou saprobního systému je, že zahrnuje široké rozpětí taxonů a společenstev, a je proto aplikovatelný na všechny typy potoků a řek.

Hlavní nevýhodou je, že:

- je nutná znalost taxonomie – obtížnější determinace na druhové úrovni, při které mohou vznikat subjektivní chyby, a tím pak odchylky v hodnocení; saprobní hodnoty nemusí být platné na širším geografickém území;
- je kladen důraz na indikační druhy → nebere v potaz celkový počet druhů a změny v počtu druhů – což je nejdůležitější odpověď společenstva na toxické a jiné formy znečištění;
- saprobní systém je zaměřen pouze na hodnocení organického znečištění; výskyt organismů je však ovlivňován i jinými faktory, než je znečištění vody hnilobnými látkami, které ovlivňují kyslíkový režim;
- saprobní systém je založen na tom, že je empirický; používá se několik seznamů, které mohou přiřazovat organismům rozdílné hodnoty;
- má omezenou platnost ve stojatých vodách (zde se kombinuje účinek znečištění s obsahem živin a dalšími faktory, nehledě k tomu, že organismy stojatých vod mají vyšší toleranci k nízkým koncentracím kyslíku).

Kromě naší republiky se v Evropě v současnosti používají další 2 systémy založené na saprobním přístupu: BEOL („Biologically Effective Organic Loading“) v Německu a Quality-index či K-index v Holandsku (Metcalf-Smith 1994).

K výpočtu jsou potřeba podkladové seznamy (příklad Tab. 66) obsahující individuální saprobní indexy a indikační váhy jednotlivých druhů (viz např. Sládeček a Sládečková 1996, 1997). V současnosti je tento podklad nejnověji revidován v normě ČSN 757716 z roku 1998. Nové a revidované seznamy saprobních indikátorů byly vydány rovněž v Rakousku a Německu.

Tab. 66. Ukázka tabulek indikátorových organismů – Plecoptera, Odonata a Heteroptera (s – slovní vyjádření saprobního stupně; x o ... zařazení do jednotlivých stupňů ve škále 0–10; I_i – indikační váha pro druh i ; S_i – vypočtená saprobní hodnota pro druh i)

Taxon	Heteroptera							S_i
	s	x	o	b	a	p	I_i	
<i>Perlodes microcephala</i> (PICTET)	o	2	6	2	–	–	3	1,0
<i>Perlodes</i> sp. div.	o	2	6	2	–	–	3	1,0
<i>Protonemura auberti</i> ILLIES	x–o	5	5	–	–	–	3	0,5
<i>Protonemura intricata</i> (RIS)	x–o	4	5	1	–	–	2	0,7
<i>Protonemura lateralis</i> PICTET	x–o	6	4	–	–	–	3	0,4
<i>Protonemura meyeri</i> (PICTET)	x	8	2	–	–	–	4	0,2
<i>Protonemura nimborum</i> (RIS)	x	9	1	–	–	–	5	0,1
<i>Protonemura nitida</i> (STEPHENS)	o	1	6	3	–	–	3	1,2
<i>Protonemura praecox</i> (MORTON)	o	2	8	–	–	–	4	0,8
<i>Protonemura</i> sp. div.	x–o	5	4	1	–	–	2	0,6
<i>Siphonoperla torrentium</i> (PICTET)	o	2	6	2	–	–	3	1,0
<i>Siphonoperla</i> sp. div.	x–o	4	4	2	–	–	2	0,8
<i>Taeniopteryx hubaulti</i> AUBERT	x–o	6	4	–	–	–	3	0,4

Taxon	Heteroptera							S _i
	s	x	o	b	a	p	l _i	
<i>Taeniopteryx nebulosa</i> (LINNÉ)	o-b	-	4	5	1	-	3	1,7
<i>Taeniopteryx</i> sp. div.	x-o	3	4	2	1	-	1	1,1
Odonata								
<i>Aeschna grandis</i> (LINNÉ)	b	-	2	6	2	-	3	2,0
<i>Anax imperator</i> LEACH	b	-	2	6	2	-	3	2,0
<i>Calopteryx splendens</i> (HARRIS)	b	-	1	6	3	-	3	2,2
<i>Calopteryx virgo</i> (LINNÉ)	b	-	3	6	1	-	3	1,8
<i>Coenagrion puella</i> (LINNÉ)	o-a	-	3	4	3	-	2	2,0
<i>Coenagrion pulchellum</i> (v. d. LINDEN)	b-a	-	2	4	4	-	2	2,2
<i>Coenagrion scintulum</i> (RAMBUR)	b	-	1	8	1	-	4	2,0
<i>Cordulegaster annulatus</i> (LATREILLE)	o-b	-	5	5	-	-	3	1,5
<i>Anallagma cyathigerum</i> (CHARPENTIER)	b	-	3	6	1	-	3	1,8
<i>Erythroma najas</i> (HANSEMANN)	b	-	1	8	1	-	4	2,0
<i>Gomphus vulgatissimus</i> (LINNÉ)	b	-	1	6	3	-	2	2,2
<i>Ischnura elegans</i> (v. d. LINDEN)	b	-	2	6	2	-	3	2,0
<i>Ischnura pumilio</i> (CHARPENTIER)	b	-	2	6	2	-	3	2,0
<i>Lestes sponsa</i> HANSEMANN	b-a	-	-	5	5	-	3	2,5
<i>Lestes</i> sp. div.	b	-	2	5	3	-	2	2,1
<i>Libellula quadrimaculata</i> LINNÉ	b	-	1	7	2	-	3	2,1
<i>Platycnemis pennipes</i> (PALLAS)	b	-	2	6	2	-	3	2,0
<i>Pyrhosoma nymphula</i> (SULZER)	b	-	2	5	3	-	2	2,1
<i>Somatochlora metallica</i> (v. d. LINDEN)	b	-	1	7	2	-	3	2,1
<i>Sympetrum vulgatum</i> (LINNÉ)	b	-	1	7	2	-	3	2,1
Heteroptera								
<i>Aphelocheirus aestivalis</i> (FABRICIUS)	b	-	2	6	2	-	3	2,0
<i>Corixa</i> sp. div.	o-a	+	3	4	3	+	2	2,0
<i>Gerris</i> sp. div.	o-b	1	4	4	1	+	1	1,5

Postup při výpočtu saprobního indexu

Makrozoobentos musí být odebrán semikvantitativně nebo kvantitativně (stanovení), determinován, pokud možno, do druhů a musí být stanovena relativní nebo absolutní abundance. Výpočet saprobního indexu provádíme nejčastěji podle vzorce:

$$S = \frac{\sum s_i h_i I_i}{\sum h_i I_i}$$

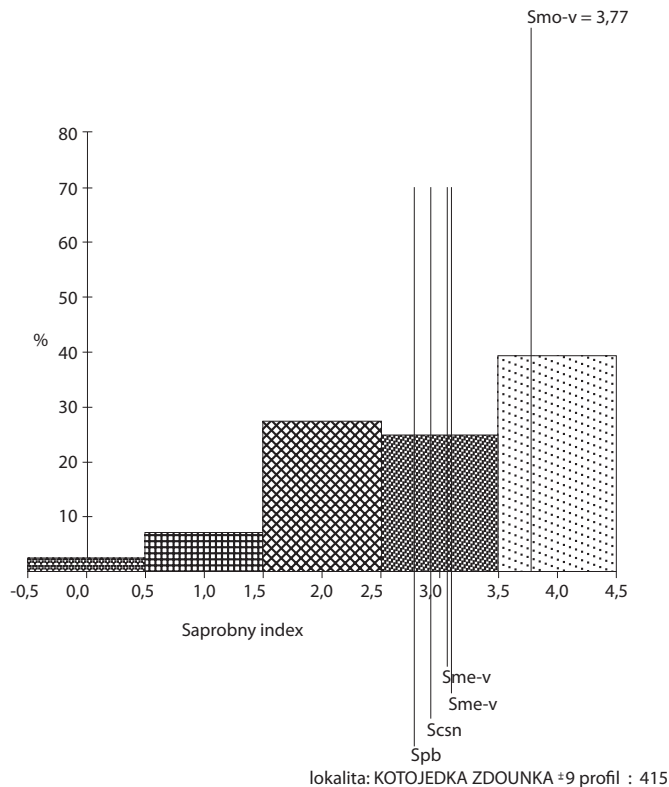
kde s – saprobní index; s_i – saprobní hodnota (číslo) druhu; h_i – abundance; n – počet taxonů; l_i – indikační hodnota druhu (viz Sládeček a kol. 1981). Spolehlivost takto vypočtené hodnoty můžeme odhadnout podle standardní chyby dle DIN pro:

$$\sum_{i=1}^n h_i \geq 15$$

$$SM = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (S_i - S)^2 h_i I_i}{n-1 \sum_{i=1}^n h_i I_i}}$$

Je-li hodnota $SM > 0,2$, považuje se hodnota s za nespolehlivou.

Z hlediska výpočtu je vzorec saprobního indexu vlastně výpočet váženého průměru. To tedy znamená, že se předpokládá normální rozdělení. To ovšem v mnoha případech neplatí, zvláště když převažují indikátory xeno-oligosaprobity nebo na druhé straně spektra polysaprobity. Histogram je nesymetrický a výpočtová metoda uměle posouvá hodnotu ke středu stupnice, tzn. že u čistých vod hodnotu posouvá k vyšším číslům (horší jakost) a velmi znečištěných vod pak k lepším hodnotám. Této chybě lze částečně zabránit jiným způsobem výpočtu saprobního indexu, tzv. mediánem saprobních hodnot (Obr. 89), resp. výpočtem módu saprobních valencí.



Obr. 89. Hodnoty saprobního indexu počítaného různými metodami (*Smo-v* – modus *s* valencí; *Sme-v* – medián *s* valencí; *Szm* – medián; *Scsn* – normovaný výpočet; *Spb* – původní index Pantle-Buck bez indikačních vah)

BMWP Score (Biological Monitoring Working Party Score) a ASPT index

Skóre systémy jsou jednoduché metody hodnocení kvality vod a zahrnujeme mezi ně ty indexy/skóre, které přiřazují skóre určitým čeledím bezobratlých a po sečtení dávají celkové skóre. Při vývoji těchto skóre systémů se počítalo s následujícími fakty (Guhl 1987):

- čeledi bezobratlých jsou až na několik výjimek dobře determinovatelné;
- každý druh určité čeledi (nebo řádu či třídy) má identické nebo minimálně podobné ekologické nároky a může proto sloužit jako indikátor s jedním skóre pro čeleď (což ovšem zcela neodráží skutečnou situaci – i v jedné čeledi mohou být velké rozdíly);
- počet individuí čeledi není počítán, tzn. jednotlivé organismy mají tutéž ekologickou váhu jako masy organismů.

BMWP Score je dnes nejpoužívanější bioindikační systém ve Velké Británii a zcela nahradil předchozí skórovací indexy, jako byl **Chandlerův index**, **Trent Biotic Index** aj. (De Pauw a Hawkes, 1993). Existuje snaha o jeho všeobecné zavedení v rámci EU. Používá pouze kvalitativní odběr a identifikaci na úroveň čeledí. Systém je založen na bodovém ohodnocení rozdílných čeledí bezobratlých podle jejich stupně tolerance k organickému znečištění (viz Armitage a kol. 1983). Každá čeleď reprezentuje skóre pouze jednou – nezáleží na tom, jak mnoho druhů je v ní zahrnuto. Skóre (Tab. 67) je značně ovlivněno účinností odběru, zpracování a determinace, proto bylo navrženo, aby celkové skóre bylo děleno počtem zjištěných taxonů, čímž dostáváme průměrné skóre **ASPT** („**Average Score Per Taxon**“).

Postup výpočtu BMWP skóre:

Sestaví se seznam systematických jednotek (SU = „systematic units“). To jsou taxonomické skupiny definované autory indexu. V případě BMWP jsou jako SU používány čeledi. Každé SU se přiřadí příslušné skóre (0–10) a ta se sečtou. Výsledkem je BMWP skóre (Tab. 68). Čím je vyšší, tím lepší je kvalita vody (Tab. 69). Individuální skóre pro každou čeleď bylo stanoveno empiricky. Protože toto skóre nemá horní limit a není tedy závislé na velikosti (rozuměj bohatosti) vzorku, byl zaveden ASPT index. Je to BMWP skóre dělené počtem skórujících SU (= čeledí).

Tab. 67. „Biological Monitoring Working Party“ (BMWP) skóre (upraveno dle Mason 1991)

Taxon	Skóre
EPHEMEROPTERA	10
Siphonuridae, Heptageniidae, Leptophlebiidae, Ephemerellidae, Potamanthidae, Ephemeridae	
PLECOPTERA	
Taeniopterygidae, Leuctridae, Capnidae, Perlodidae, Perlidae, Chloroperlidae	
HEMIPTERA	
Aphelocheiridae	
TRICHOPTERA	
Phryganieidae, Molanidae, Beraidae, Odontoceridae, Leptoceridae, Goeridae, Lepidostomatidae, Brachycentridae, Sericostomatidae	
CRUSTACEA	8

Taxon	Skóre
Astacidae	
ODONATA	
Lestidae, Agriidae, Gomphidae, Codulegasteridae	
TRICHOPTERA	
Psychomyidae, Philopotamidae	
EPHEMEROPTERA	7
Caenidae	
PLECOPTERA	
Nemouridae	
TRICHOPTERA	
Rhyacophilidae, Polycentropidae, Limnephilidae	
GASTROPODA	6
Neritidae, Viviparidae, Ancyliidae	
TRICHOPTERA	
Hydroptilidae	
BIVALVIA	
Unionidae	
CRUSTACEA	
Corophiidae, Gammaridae	
ODONATA	
Platycnemididae, Coenagrionidae	
HEMIPTERA	5
Mesovelidae, hydrometridae, Gerridae, Nepidae, Naucoridae, Notonectidae, Pleidae, Corixidae	
COLEOPTERA	
Haliplidae, Hygrobiidae, Dytiscidae, Gyrinidae, Hydrophilidae, Clambidae, Helodidae, Elminthidae, Dryopidae, Chrysomelidae, Curculionidae	
TRICHOPTERA	
Hydropsychidae	
DIPTERA	
Tipulidae, Simuliidae	
PLATHELMINTHES	
Planariidae, Dendrocoelidae	
EPHEMEROPTERA	4
Baetidae	
Sialidae	
HIRUDINEA	
Piscicolidae	
GASTROPODA	3
Valvatidae, Hydrobiidae, Lymnaeidae, Physidae, Planorbidae, Sphaeriidae	
HIRUDINEA	
Glosiphoniidae, Hirudidae, Erpobdellidae	
CRUSTACEA	
Asellidae	
DIPTERA	2
Chironomidae	
Oligochaeta	1

Tab. 68. Příklad výpočtu BMWP Skóre a ASPT indexu (podle Kokeš a Vojtíšková 1999)

Taxon	Systematická jednotka (SU)	Skóre
<i>Erpobdella monostrata</i>	Erpobdellidae	3
<i>Rhithrogena</i> sp.	Heptageniidae	10
<i>Ecdyonurus submontanus</i>	Heptageniidae	
<i>Ecdyonurus venosus</i>	Heptageniidae	
<i>Ephemerella ignita</i>	Ephemerellidae	10
<i>Dinocras cephalotes</i>	Perlidae	10
<i>Elmis</i> sp.	Elmidae	5
<i>Lathelmis</i> sp.	Elmidae	
<i>Limnius</i> sp.	Elmidae	
<i>Rhyacophila dorsalis</i>	Rhyacophilidae	7
<i>Hydropsyche siltalai</i>	Hydropsychidae	5
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	Polycentropidae	7
<i>Potamophylax luctuosus</i>	Limnephilidae	7
<i>Thienemannimyia</i> sp.	Chironomidae	2
<i>Orthocladius</i> sp.	Chironomidae	
BMWP skóre = Σ skóre		66
počet skórujících SU		10
ASPT index = $BMWP/\Sigma$ SU		6,6

Tab. 69. Zařazení hodnot BMWP a ASPT do tříd čistoty ve Velké Británii

Třída čistoty	BMWP	ASPT	Kvalita
5	0–25	1,0–2,5	
4	25–50	2,5–4,0	nizká
3	50–100	4,0–5,5	střední
2	100–150	5,5–7,0	dobrá
1	> 150	> 7,0	výborná

Použití tzv. r metod („rapid field assessment“) při hodnocení kvality vodního prostředí je běžně využíváno v USA (viz např. Plafkin a kol., 1989). Pro zhodnocení podmínek toku se používá „**family-level biotic index**“ (FBI), tj. určování nalezených jedinců do úrovně čeledi (Tab. 70). Použití tohoto přístupu je daleko rychlejší než použití „**generic-**“ a „**species**“ **level biotic index** (BI) čili určování do rodu a druhu. Srovnáním obou indexů bylo zjištěno (Hilsenhoff, 1988), že při použití FBI se ztrácí určitá přesnost; FBI obvykle indikuje větší znečištění než BI v neznečištěných nebo nepatrně znečištěných tocích a menší znečištění ve znečištěných vodách. Cílem FBI je poskytnout pro biology rychlé, ale méně kritické zhodnocení toků přímo v terénu. Není považován za náhradu za BI. Výsledná hodnota BI se může pohybovat v rozmezí od 0 do 10 (Tab. 71).

„**Family-level tolerance values**“ byly odvozeny ze srovnání výskytu každé čeledi s průměrným BI toku, ve kterém se vyskytují ve větším počtu. Proto je FBI vážený průměr tolerančních hodnot druhů a rodů v každé čeledi, založený na jejich relativní abundanci. Postup výpočtu FBI je podobný jako u BMWP skóre – FBI je vypočten násobením každé čeledi toleranční hodnotou pro čeleď, sečtením a podělením počtem bezobratlých organismů ve vzorku.

Tab. 70. Hodnoty tolerance pro čeledi bezzobratlých organismů toků (dle Hilsenhoff 1988)

ISOPODA	Asellidae 8
AMPHIPODA	Gammaridae 4, Talitridae 8
EPHEMEROPTERA	Baetidae 4, Baetiscidae 3, Caenidae 7, Ephemerellidae 1, Ephemeridae 4, Heptageniidae 4, Leptophlebiidae 2, Metretopodidae 2, Oligoneuriidae 2, Polymitarcyidae 2, Potamanthidae 4, Siphonuridae 7, Tricorythidae 4
ODONATA	Aeshnidae 3, Calopterygidae 5, Coenagrionidae 9, Cordulegastridae 3, Corduliidae 5, Gomphidae 1, Lestidae 9, Libellulidae 9, Macromiidae 3
PLECOPTERA	Capnidae 1, Chloroperlidae 1, Leuctridae 0, Nemouridae 2, Perlidae 1, Perlodidae 2, Pteronarcyidae 0, Taeniopterygidae 2
MEGALOPTERA	Corydalidae 0, Sialidae 4
TRICHOPTERA	Brachycentridae 1, Glossosomatidae 0, Helicopsychidae 3, Hydropsychidae 4, Hydroptilidae 4, Lepidostomatidae 1, Leptoceridae 4, Limnephilidae 4, Molanidae 6, Odontoceridae 0, Philopotamidae 3, Phryganeidae 4, Polycentropidae 6, Psychomyiidae 2, Rhyacophilidae 0, Sericostomatidae 3
LEPIDOPTERA	Pyralidae 5
DIPTERA	Athericidae 2, Blepharicidae 0, Ceratopogonidae 6, Chironomini 8, ost. Chironomidae 6, Dolichopodidae 4, Empididae 6, Ephydriidae 6, Psychodidae 10, Simuliidae 6, Muscidae 6, Syrphidae 10, Tabanidae 6, Tipulidae 3
COLEOPTERA	Dryopidae 5, Elmidae 4, Psephenidae 4

Tab. 71. Hodnocení kvality vody pomocí biotického indexu (Hilsenhof 1988)

Biotický index	Kvalita vody	Stupeň organického znečištění
0,00–3,50	vynikající	bez zjevného organického znečištění
3,51–4,50	velmi dobrá	možné lehké organické znečištění
4,51–5,50	dobrá	lehké organické znečištění
5,50–6,50	horší	zcela významné org. znečištění
6,1–7,50	méně špatná	výrazné organické znečištění
7,51–8,50	špatná	velmi výrazné organické znečištění
8,51–10,00	velmi špatná	těžké organické znečištění

Tabulkové biotické indexy

BBI („Belgian Biotic Index“)

Hodnota BBI se odečítá z tabulek. Při odečtu je nutné stanovit:

- přítomnost indikační skupiny;
- počet „systematických jednotek“ (SU).

BBI postihuje jak individualitu taxonů (většinou zjednodušeně, zpravidla na úrovni čeledí či rodů), tak rozmanitost společenstva. Hodnota indexu (Tab. 72) je určena především těmi systematickými jednotkami, které jsou nejméně tolerantní ke znečištění.

Pro odečtení řádku slouží nejvyšší indikátorová skupina, která se nachází v hodnoceném vzorku. Celkový počet SU poté slouží k odečtení sloupce tabulky. V místě, kde se protne řádek se sloupcem, odečteme výslednou hodnotu indexu.

Tab. 72. Hodnocení kvality vody pomocí biotického indexu (Hilsenhof 1988)

Třída čistoty	BBI	Komentář
I	10–9	neznečištěná nebo velmi mírně znečištěná voda
II	8–7	mírně znečištěná voda
III	6–5	středně znečištěná voda
IV	4–3	silně znečištěná voda
V	2–1	velmi silně znečištěná voda
	0	bez makrozoobentosu

IBGN („Index Biologique Global Normalisé“)

Byl vyvinut ve Francii. Pracuje opět na podobném principu jako předcházející index. Originální seznam SU obsahuje 130 systematických jednotek (až na výjimky to jsou čeledi).

Biotické indexy dávají výsledky poněkud jiného charakteru než indexy diverzity. Nabízí se proto možnost používat při hodnocení obojí indexy. Zda používat biotické indexy nebo saprobní index, to už tak jednoduché není, obojí poskytují výsledky stejného charakteru. Pro biotické indexy hovoří jejich jednodušší metodický postup, protože není potřeba určovat do druhů, pro saprobní index hovoří jeho tradice a možnost srovnání současné situace s minulou. V každém případě vzorky determinované do co nejnižší taxonomické úrovně poskytují úplnější přehled o společenstvu na dané lokalitě. Pokud jsou k dispozici seznamy zjištěných druhů, lze potom v zásadě použít kteréhokoliv přístupu (Kokeš a Vojtíšková 1999).

Indexy podobnosti

Indexy podobnosti rovněž postihují strukturu společenstva, avšak na rozdíl od indexů diverzity nebo biotických indexů si všímají rozdílů mezi dvěma společenstvy. Zatímco indexem diverzity nebo biotickým indexem lze postihnout stav jedné lokality, pro výpočet indexů podobnosti je nutné mít další, srovnávací lokality. Indexy podobnosti charakterizují obecně změny ve složení společenstva, nedetekují původce těchto změn. Podobně jako indexy diverzity jsou striktně kvalitativní a neposkytují proto informaci o aktuálním složení společenstva. Na rozdíl od biotických indexů reagují indexy podobnosti na jakýkoliv zásah, který ovlivňuje bentické společenstvo, nejen organické znečištění. Ve srovnání s indexy diverzity jsou indexy podobnosti více citlivé na nepatrné změny ve struktuře společenstva. Pomocí indexů podobnosti byl např. zjištěn trvalý pokles v podobnosti mezi bentickými společenstvy vystavenými zvyšující se koncentrací mědi, zatímco index diverzity H' vykazoval falešnou negativitu pro nízké koncentrace (Metcalf-Smith 1994).

Používané indexy lze rozdělit do několika skupin:

- Indexy, které nezohledňují abundanci jednotlivých druhů a vycházejí výhradně z předpokladu přítomnosti nebo nepřítomnosti taxonů (Jaccard, Sørensen) – příklad Jaccardův index druhové podobnosti:

$$CC_J = \frac{c}{s_1 + s_2 - c}$$

kde c je počet společných druhů, s_1, s_2 – počty druhů na srovnávaných lokalitách.

- Indexy podobnosti založené na abundanci jednotlivých taxonů (Czekanowski, Bray-Curtis, Canberra) – příklad Bray-Curtis index:

$$I_{BC} = 1 - \frac{\sum |x_i - y_i|}{\sum (x_i + y_i)}$$

kde x_i a y_i jsou hodnoty abundance (density) ve společenstvech x a y . Index nabývá hodnot od 0 do 1 (nepodobné až zcela podobné nebo identické společenstvo dle abundance druhů).

- Indexy srovnávající dominance ve dvou společenstvech (Morisita, Stander). Výpočet Simpsonovy dominance:

$$I = \frac{\sum n_i(n_i - 1)}{N(N - 1)}$$

kde n_i je početnost i -tého druhu, N celkový počet druhů.

Morisitův index pak dle vztahu:

$$I_M = \frac{2 \sum x_i y_i}{(I_1 + I_2) N_1 N_2}$$

x_i a y_i je počet jedinců i -tého druhu v prvním a druhém společenstvu, I_1 a I_2 jsou hodnoty Simpsonovy dominance, N_1 , N_2 je celkový počet jedinců v prvním a druhém společenstvu. Index nabývá hodnot 0–1 (nepodobnost až shodnost dle dominance druhů).

- Indexy založené na informační teorii (Hornův index). Tento index vyjadřuje podobnost společenstev na základě překrývání. Vychází z výpočtu Shannonovy diverzity ve srovnávaných společenstvech. Výpočet se provádí dle následujícího postupu:
 H_1 a H_2 jsou hodnoty Shannonova indexu diverzity 1. a 2. společenstva.

$$H_3 = - \sum \left(\frac{x_i + y_i}{N_1 + N_2} \cdot \log \frac{x_i + y_i}{N_1 + N_2} \right)$$

x_i , y_i jsou počty jedinců i -tého druhu v 1. a v 2. společenstvu, N_1 , N_2 – celková početnost 1. a 2. společenstva

$$H_4 = \frac{(N \log N - \sum x_i \log x_i - \sum y_i \log y_i)}{N}$$

$$H_5 = \frac{(N_1 H_1 + N_2 H_2)}{N}$$

kde $N = N_1 + N_2$,

$$R_0 = \frac{H_4 - H_3}{H_4 - H_5}$$

Index R_0 nabývá hodnot 0–1 s tím, že při hodnotě 0 jsou společenstva odlišná, a naopak při hodnotě 1 jsou společenstva zcela podobná až identická.

Alternativní přístupy

Funkční potravní skupiny

Tato metoda je založena na dynamice živin v toku a může být proto použita pouze ke zhodnocení vlivu organického obohacení. Principem metody je poznatek, že na neovlivněných lokalitách hustota seškrabávačů („scrapers“) převyšuje hustoty filtrátorů a sběračů („collector – filterers“ a „collector – gatherers“) – což odráží normální autotrofní stav lokality. Se zhoršující se kvalitou vody dochází ke změněm v proporčním zastoupení funkčních skupin, jak předpovídá koncepce RCC („River Continuum Concept“ – Vannote a kol. 1980). Procentuální hustota seškrabávačů poklesne z cca 45 % na méně než 1 % na nejvíce znečištěných místech a systém se stává heterotrofním. K této změně dochází za absence jakýchkoliv podélných gradientů, což ukazuje na to, že organické znečištění může „přehodit“ normální posloupnost změn ve funkčních skupinách a změnit autotrofní systém na heterotrofní, který se normálně vyskytuje níže po proudu ve větších řekách. V důsledku zastavení znečištění se zvýší poměr filtrátorů a seškrabávačů ke sběračům, což indikuje zlepšení kvality vody a návrat řeky do původního stavu.

Redukovaná seskupení („reduced assemblages“)

Většina bioindikačních technik využívajících makrozoobentosu je založena na odpovědi celého společenstva ke znečištění. Avšak důraz na jednu složku společenstva (obecně řád nebo čeleď) má několik výhod (Metcalf-Smith 1994), především zjednodušuje sběr, třídění a identifikaci.

Poměrové indexy („ratio indices“)

Ekologický profil společenstva

Toto hodnocení postihuje posuny společenstva podle jeho struktury, funkčnosti a procesů v něm probíhajících. Nebere v potaz taxonomickou příslušnost organismů, ale pouze jejich ekologických nik. Výsledky mohou proto odrážet celou řadu změn, ne pouze organické znečištění. Protože hodnocení je založeno na obecnějších faktorech a ekologických funkcích skupin organismů, nejsou výsledky příliš ovlivněny změnami druhového složení, a jsou tedy dobře použitelné při hodnocení většího území nebo vzdálenějších lokalit.

Výpočet ekologického profilu společenstva

Pro výpočet je nutný poměrně rozsáhlý podkladový materiál shrnující ekologické nároky druhů makrozoobentosu. Tyto nároky jsou parametry (např. habitat, proudění, výživa) a každý parametr je pak rozdělen na několik kategorií (viz Tab. 73). Každému taxonu jsou pak pro každý parametr přiděleny body v každé kategorii, přičemž součet bodů ve všech kategoriích jednoho parametru je 10. Body ve všech kategoriích pro vyskytující taxony se ve sloupcích sečtou a jejich poměr se vyjádří např. v procentech. Pro každý parametr jsou pak sestrojeny dva kruhové grafy, jeden pro hodnocenou, druhý pro referenční lokalitu, ve kterých poměr zastoupení kategorií odpovídá velikostním výsečím. Hodnocení je provedeno vizuálním porovnáním.

Tab. 73. Příklad podkladu pro hodnocení podle ekologického profilu společenstva (podle Kokeš a Vojtíšková 1999);
Habitat: PE – pelagiál; AR – argillal (zpevněné jemné sedimenty); PS – psammal (písek); ŠT – štěrk; LI – lithal (hrubý štěrk, kameny skála); PH – phytal (vodní rostliny, mechy); OM – organický materiál (kmeny, větve, listí, jemný detrit); Os – ostatní
Výživa: G – spásací, škrábači; PI – nabadávači, vysávači, minovači; W – požírači dřeva; SH – trhači, kouskovači; GC – sběrači, požírači sedimentů; F – filtrátoři; R – predátoři; P – paraziti; Os – ostatní

Taxon	Habitat								Habitat								
	PE	AR	PS	ŠT	LI	PH	OM	Os	G	PI	W	SH	GC	F	R	P	Os
<i>Crenobia alpina</i>							10										10
<i>Gammarus fossarum</i>				3	4	3				1			7	2			
<i>Isoperla</i> sp.					1	5	3	1		1			1	1			7

MODERNÍ PŘÍSTUPY

Predikční systémy

Predikční systémy jsou využívány ke zjištění očekávaného (cílového) společenstva makrozoobentosu konkrétní hodnocené lokality na základě údajů z referenčních lokalit uložených v podkladové databázi. Podkladové údaje se týkají složení bentických společenstev a hodnot abiotických proměnných vodního prostředí (průtok, hloubka, substrát atd.). S tímto očekávaným společenstvem je pak srovnána hodnocená lokalita. Srovnání se provádí pomocí výše uvedených metod, např. indexy podobnosti.

Základem predikčních systémů je systém **RIVPACS** (zkratka z „**R**iver **I**n **V**ertebrate **P**rediction and **C**lassification **S**ystem“), který byl rozpracován ve Velké Británii (viz např. Wright a kol. 1988, 1989). Jde o softwarový produkt používaný k predikci fauny na stanovišti pomocí environmentálních proměnných. Důležitým rysem tohoto přístupu je, že každá předpověď je specifická pro environmentální informace, které definují stanoviště. Model predikuje společenstvo bezobratlých, které by se mělo v závislosti na daných environmentálních proměnných vyskytovat na nezasažených místech. Srovnání pozorovaných hodnot s predikovanými poskytuje tzv. **EQR** („**E**nvironmental **Q**uality **R**atio“).

V současné době je vyvíjena a testována metodika hodnocení tekoucích vod podle makrozoobentosu, která vychází z požadavků Rámcové směrnice EU o vodách. Tato směrnice definuje systém pro hodnocení vodních těles a je nyní nejpoužívanější bioindikční přístup ve Velké Británii, začíná se používat i v EU.

V České republice byl vytvořen obdobný predikční systém **PERLA**, jehož základem je program **HO-BENT** (z **HO**dnocení podle **BENT**osu). Je vytvořena podkladová databáze lokalit a vzorků a probíhají první testování. Bližší podrobnosti viz Kokeš a Vojtíšková (1999).

BIOINDIKACE KVALITY VOD POMOCÍ MIKROFYTOBENTOSU

V několika posledních letech je v řadě evropských zemí možno pozorovat snahy o návrat k hodnocení toků pomocí perifytonu, respektive mikrofytobentosu. Přestože za poslední desetiletí obecně vzrostl zájem o studium toků, výzkum perifytonu konkrétně nezaznamenal výrazný pokrok. Doposud nebyla vypracována jednotná metodika, zejm. pokud se týče kvantitativního odběru mikrofytobentosu.

Společenstva mikrofytobentosu, která mají být použita k monitoringu toků, musí splňovat několik základních předpokladů:

- musí být přítomny po celou sezónu, v celé délce toku od pramene k ústí, měly by být hojné a snadno vzorkovatelné;

- musí být citlivé na kvalitu vody a její fluktuace a změny, jejich ekologické limity mají být dostatečně definované a nemají nepředvídatelně kolísat;
- musí být snadno kvantifikovatelné a identifikovatelné, pomůcky k jejich určování mají být dostupné.

V tekoucích vodách můžeme vzorkovat několik typů řasových společenstev.

- Soubor organismů, který je unášen proudem, tzv. drift (v klidnějších úsecích a zátokách společně s vlastním planktonem), se odebírá ve větším objemu – 3 litry volné vody. Po promíchání se z tohoto vzorku odeberou podvzorky a vyhodnocují se v sedimentačních komůrkách (v počtech buněk na litr). Pro monitoring řek není toto stanovení vhodné, protože obsahuje jedince alochtonní a mrtvé, vlastní plankton pak není v řekách v celé délce toku.
- Organismy epipelické a epipsamické se odebírají se substrátem známého objemu a poté se izolují praním a počítají v sedimentačních komůrkách. Tato společenstva jsou přítomna jen v klidných úsecích toků, tedy nesplňují bod 1.
- Epifyta se rovněž odebírají i s rostlinami a výsledky se vyjadřují v počtech na jednu rostlinu. K monitoringu se také nehodí, protože žádná z rostlin se nevyskytuje od pramene k ústí, takže by se muselo využívat různých rostlin.
- Epilitické řasy nejlépe odpovídají výše uvedeným požadavkům 1–3. Je však třeba mít na paměti reprezentativnost odběru. Před vzorkováním je třeba posoudit celý profil toku, důležitá je velikost a umístění kamenů v toku. Je třeba se vyvarovat chyb vzniklých kontaminací nárostů epipelonem a epifyty, proto se vyhýbáme kamenům porostlým ruduchami a zelenými vláknitými řasami (*Cladophora*). Výsledkem kvantitativního hodnocení je počet buněk na cm².

Předpokladem pro použití mikrofyto-bentosu k biomonitoringu je pečlivá determinace na druhové úrovni. Použití vyšší taxonomické úrovně je u řas až na výjimky nemyslitelné. Přestože fyto-bentos toků představuje široké spektrum taxonů sinic a řas, jsou patrné tendence využívat k bioindikaci pouze rozsivky. Existuje k tomu řada praktických důvodů.

Sběr, uchovávání a kvantitativní či semikvantitativní hodnocení společenstva rozsivek je výrazně méně problémové než u ostatních skupin řas. Rozsivky lze poměrně jednoduše a bez poškození seškrábat z přirozených substrátů a dobře rostou i na substrátech umělých. Jsou všudypřítomné, umožňují srovnání širokého spektra mikrobiotopů. Tvoří první sukcesní stádium, takže postačí kratší doba expozice (u umělých substrátů). Nejsou citlivé na transport, lze je bez problémů uchovávat fixované i v trvalých preparátech řadu let. Dlouhodobé uchovávání křemičitých schránek rozsivek v sedimentech skýtá dokonce možnosti využití výřezů sedimentů k rekonstrukci průběhu ekologických podmínek stovky let nazpět (acidifikace, eutrofizace, příp. globální oteplování). Těchto analýz se používá zejména u jezerních sedimentů, případně rašeliníšť. Na druhé straně ovšem při analýzách sedimentů toků a jejich použití k hodnocení současného stavu znečištění existuje riziko přítomnosti subrecentních schránek, které by mohly hodnocení zkusit. Proto musí být z hodnocení vyloučeny prohlídkou živého materiálu.

Při kvantifikaci jde v případě rozsivek o jednobuněčné organismy srovnatelné velikosti, které lze v mikroskopu snadno počítat, na rozdíl od vláknitých řas, kde stojíme před problémem, jak kvantitativně hodnotit propletené chomáče vláken. Výhodou jsou také dobře definované ekologické limity rozsivek.

Jediným problémem využití rozsivek k biomonitoringu je poměrně obtížná determinace preparovaných rozsivek, která vyžaduje značnou erudici, dále nejednotné pojetí druhů a nedostatečně prozkoumaná morfologická variabilita v průběhu jejich životních cyklů.

Další neméně důležitou otázkou využití perifytonu k monitoringu toků je způsob klasifikace, která zatím není v Evropě jednotná. Britská klasifikace s 5 kategoriemi kvality vody, i německá a rakouská se 4 třídami jsou z biologického pohledu velmi omezené.

Pokud se týče definování ekologických limitů jednotlivých taxonů, můžeme použít starší seznam indikátorů saprobity Sládeček a kol. (1981), který se stal základem i pro novější publikaci Sládeček a Sládečková (1996). V obou seznamech jsou individuální hodnoty saprobních indexů druhů velmi blízké. K dispozici jsou však také seznamy, z okolních evropských zemí Rott a kol. (1997), van Dam a kol. (1994).

Saprobiologické hodnocení na základě společenstva rozsivek podle „Sládečka“ a „Rotta“ je založeno na stejném principu. Každému nalezenému taxonu přiřadíme individuální saprobní index, který najdeme v příslušném seznamu indikátorů (Sládeček a Sládečková 1996, Rott a kol. 1997) a hodnotu indikační váhy, která vyjadřuje, jak dobrý je to indikátor. Potom tyto tabulkové hodnoty spolu s vlastními hodnotami abundance nebo procentuální zastoupení taxonu ve vzorku dosadíme do vzorce Marvan (1969, cit. Sládeček a Sládečková 1996 – viz výše).

Také Rott a kol. (1997) používají stejné formulace výpočtu, pouze indikační váhu značí jiným písmenem (G).

Na příkladu 19 lokalit (Tab. 74) si můžeme ověřit výpovědní hodnotu metody, resp. použitých seznamů indikátorů perifytonu. Jako standard v tomto případě použijeme saprobitu stanovenou na téže lokalitě na základě zoobentosu.

Tab. 74. Srovnání výsledků saprobiologického hodnocení zoobentosu a řas podle Sládečka a Rotta (ukázka výsledků)

Lokalita	Saprobita dle zoobentosu	Saprobita dle rozsivek Sládeček a Sládečková (1996)	Saprobita dle rozsivek Rott a kol. (1997)
Mže	1,34	0,99	1,49
Jelenka	1,63	1,38	1,99
Úhlava	1,64	0,89	1,44
Losenice	1,06	0,74	1,44
Ostružná	0,79	0,95	1,69
Teplá Vltava	0,83	0,77	1,44
Zelenohorský	1,64	0,95	1,57
Polický	1,08	0,55	1,26
Kubohutský	0,63	1,19	1,88
Olšinka	0,35	0,6	1,38
Řasnice	1,48	0,47	1,36
Hučina	1,35	0,48	1,34
Blanice	0,95	0,96	1,67
Pestřice	1,15	1,02	1,49
Moravice	1,04	0,92	1,84
Podolský	1,61	0,51	1,52
Loučná n. Desnou	1,65	0,84	1,65
Kouty n. Desnou	1,4	0,83	1,55
Bělá	1,12	1,2	1,84

MOŽNOSTI INDIKACE A HODNOCENÍ TROFIE

Vysoká koncentrace celkového fosforu nemusí znamenat rozvoj autotrofů, nevíme-li, kolik z celkového fosforu je ve formě biodostupné, jaké jsou v posuzovaném ekosystému biotické vztahy atd. Proto

je vždy nutno posuzovat trofi vodního ekosystému na základě několika faktorů – viz níže. Na prvý pohled se zdá, že tu jde jen o ryze terminologický problém. Jeho podstata je však hlubší. Záleží mj. i na tom, jak (podle jakých kritérií a jakými metodickými prostředky) se míra eutrofizace v tomto jejím širokém pojetí posuzuje.

Jsou možné čtyři rozdílné, nicméně vzájemně související, přístupy k hodnocení trofie:

1. Hodnocení podle chemických analýz zvýšené nabídky živin (koncentrace N, P ve vodě).
2. Hodnocení podle růstové odezvy *in vitro* (trofický potenciál – laboratorní biotesty).
3. Hodnocení podle *in situ* realizované zvýšené koncentrace biomasy fototrofů (reálná koncentrace v přírodě vyjádřená jako hmotnost, abundance nebo koncentrace chlorofylu).
4. Hodnocení podle změn v druhovém složení (bioindikace).

Hodnocení podle zvýšené nabídky živin

O koncentrace živin, především fosforu, se opírá většina tabulek a metod hodnocení stupňů trofie. Praktické zkušenosti však poukazují na fakt, že když má voda na přítoku do nádrže např. koncentraci 50 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ biodostupného fosforu a více, ještě to zdaleka neznamená, že v nádrži bude docházet k masovému rozvoji primárních producentů. Do výsledného množství biomasy vstupuje kromě koncentrací živin nemálo dalších faktorů, např. přítomnost toxických látek, které inhibují růst autotrofů, nevhodné světelné podmínky (zastíněné tůně), nevhodné tepelné podmínky (plochou malou, ale hlubokou nádrže), biotické interakce (produkce toxinů, alelopatik, predace atd.). V posledních 30 letech vzniklo nemálo kritérií a shrnujících tabulek pro hodnocení trofie – (viz Tab. 9 a 10 z kapitoly 3), a přesto je z praxe známo, že jde o zjednodušení, které nemusí reálný stav odrážet. Ač zvýšená nabídka živin, zejména však fosforu, zůstává hlavním měřítkem trofie, je zřejmé, že pro seriózní hodnocení musíme hodnocení trofie vodního ekosystému kombinovat s dalšími metodami. Legislativně je tato metoda řešena v normě Jakost vod – Stanovení fosforu – Spektrofotometrická metoda s molybdenanem amonným (ČSN EN ISO 6878).

Hodnocení podle růstové odezvy *in vitro*

Metodika trofického potenciálu byla vypracovaná pro odhad možného nárůstu biomasy autotrofů (většinou fytoplanktonu), která by mohla potenciálně narůst, kdyby byly v přírodě optimální podmínky. Základním zdrojem informací o trofickém potenciálu vody jsou výsledky chemických analýz. Zdálo by se možná na prvý pohled zcela zbytečně doplňovat data o naměřených koncentracích sloučenin P a N ve vodách údaji o tom, jak se mohou potenciálně projevit na růstu řasy v definovaných laboratorních podmínkách. Přesto do dnešního dne vzniklo několik desítek návrhů na zavedení laboratorních kultivačních testů, jejichž výstupní hodnota – přírůstek biomasy vyprodukované z daného vzorku testované vody, má sloužit jako ukazatel potenciální trofie (růstového potenciálu) vody (Skulberg 1967, Žáková 1980, Lukavský 1983, 1992). Filozofie těchto testů vychází kromě výše zmíněných souvislostí z předpokladu, že:

- za růst potenciální trofie nemusí být v obecném případě zodpovědný jen P (jak je často předjíráno), ale i jiné životně důležité složky vody;
- o růstové odpovědi kultury rozhoduje nejen ten trofický faktor, který je vzhledem k potřebě na tvorbu biomasy v minimu, ale spolupůsobí i vliv dalších faktorů (mimo jiné celého iontového složení vody);
- chemická analýza neposkytuje vlastně údaje o tom, jak jsou přítomné biogenní prvky skutečně biologicky využitelné.

Testy trofického potenciálu i přes značný očekávaný přínos nenašly zatím širší uplatnění v praxi. Příkladkou v jejich používání je v první řadě pracovní náročnost a nejasná interpretace. Hodnoty trofického potenciálu naměřené *in vitro* se běžně o dva až i tři řády liší od hodnot zjišťovaných na lokalitách, z nichž byly vzorky k testům odebrány. Test sice poskytuje čísla umožňující vzájemné porovnávání výsledků z různých lokalit, jeho přínos by však byl podstatně větší, kdyby současně poskytl i podklady pro odhad, kolik se ze stanoveného trofického potenciálu může realizovat v konkrétních podmínkách testované lokality. Základní metodika je popsána ve standardním řasovém testu toxicity dle ČSN EN ISO 8692, interpretace výsledků za účelem stanovení trofie však není triviální.

Hodnocení podle koncentrace biomasy *in situ*

Tato metoda má velké množství uživatelů a zastánců. Hlavním argumentem je fakt, že odráží skutečně realizovanou odezvu na konkrétní množství biodostupných živin. Nárůst biomasy fotoautotrofních organismů je jistě vizuálně nejnápadnější důsledek nežádoucího přísunu živin. Nemusí se projevit vždy, zpravidla se však ve větším nebo menším měřítku (a dříve nebo později) skutečně projeví. Z toho tedy vyplývá určitá možnost řízení projevů eutrofizace. Podle charakteru (fyzické struktury, hydrologického režimu) lokality může vyústit v alespoň rámcově řízenou podporu růstu makrofyt, fytoplanktonu, fytobentosu, či dalších výše zmíněných forem.

Běžně používané parametry pro kvantifikaci biomasy (koncentrace chlorofylu, počty buněk a objemová biomasa) jsou však mezi sebou přepočítatelné jen omezeně. Slabým místem tedy zůstává vlastní metodika kvantifikace biomasy. Například u fytoplanktonních společenstev je objemová biomasa založena na proměňování objemů řasových buněk, které je i při zavedení moderních technik měření časově velmi náročné a má i některé interpretační problémy. V mnohých hydrobiologických projektech základního i aplikovaného výzkumu bývá proto nežádoucí nahrazeno rychlejší a přesnějším analytickým stanovením koncentrace chlorofylu a.

Problematickou stránkou je u tohoto ukazatele jeho proměnlivý obsah v biomase, kolísající podle růstových podmínek až v rozpětí jednoho dekadického řádu. Velmi problematické je zejména zavádění této substituce do modelových rovnic, kterými má být vystižena závislost růstové rychlosti na koncentraci řasové biomasy v různých podmínkách limitace růstu světlem a živinami. Legislativně je možnost kvantifikace biomasy podpořena několika normami.

TROFIE A DRUHOVÁ DIVERZITA

Čtvrtý aspekt – hodnocení trofie dle změn v druhovém složení společenstev je dobré posoudit ze dvou pohledů:

- podle toho, jak se vlivem různé trofie mění druhové složení (diverzita) společenstev;
- podle toho, jak lze změn v druhovém složení využít pro bioindikaci míry trofizace v rámci monitoringu ekologického stavu vod.

Pro hodnocení trofie povrchových vod využíváme společenstva:

- fytoplanktonu;
- fytobentosu;
- vodních makrofyt.

Dosavadní zkušenosti z eutrofizovaných toků nenasvědčují tomu, že by eutrofizace měla za následek pokles indexu diverzity fytoplanktonu. Při mírném zvýšení nabídky živin nemusí být biodiverzita, posuzovaná počtem druhů, ještě snížena, spíše naopak druhová pestrost společenstva často vzrůstá

Biotická integrita rybího společenstva

Schopnost přírodního vodního systému udržet vyrovnané společenstvo je nejlepším indikátorem jeho zdraví (Karr 1981). Použití biologických společenstev jako indikátorů této vyrovnanosti umožňuje detekci senzitivních změn způsobených celou řadou faktorů. Index biotické integrity („**Index of biotic integrity**“ – **IBI**) představuje ekologický přístup k biomonitoringu, který inkorporuje vícerozměrné atributy rybího společenstva do složeného indexu predikujícího kvalitu vodu. Biotická integrita je pak definována jako „...schopnost vodního ekosystému podporovat a udržovat rovnovážné, integrované, adaptivní společenstvo organismů, které má druhové složení, diversitu a funkční organizaci srovnatelnou s přírodními habitaty regionu“ (Karr a Dudley 1981). Strukturální složky IBI zahrnují druhovou bohatost, habitatové guildy, a počty individuí (Simon a Lyons 1995). Funkční složky se skládají z potravních a trofických kategorií, reprodukčních indexů, environmentální tolerance a individuálního stresu a skupinové kondice (Simon a Lyons 1995). Každý znak rybího společenstva nebo metrický údaj je naskalibrován na minimálně ovlivněné podmínky referenčního území. Referenční podmínka je definována jako tok v oblasti s minimálními antropogenními disturbancemi. Určení numerického IBI skóre je potom založeno na složené hodnotě vzniklé součtem každé z individuálních metrických hodnot (Tab. 75) a porovnání, zdali se testovaná lokalita liší podstatně nebo minimálně od referenční (Lydy a kol. 2000).

Tab. 75. Modifikované metrické hodnoty a skórující kritéria použitá pro hodnocení IBI v Little Arkansas River Basin (Lydy a kol. 2000). Pozn.:* DELT = deformity, léze, nádory aj.

	Skóre		
	5	3	1
Druhová bohatost a složení			
1. celkový počet druhů		kolísá podle povodí	
2. počet druhů kaprovitých ryb	≥ 5	3–4	≤ 2
3. počet druhů okounovitých ryb	≥ 3	2	≤ 1
4. počet druhů bentofágů	≥ 3	2	≤ 1
Tolerance			
5. počet senzitivních druhů	≥ 4	2–3	≤ 1
6. % individuí rodu slunečnice (<i>Lepomis</i>)	< 15 %	15–30 %	> 30 %
Trofické guildy			
7. % individuí detritivorů	< 15 %	15–30 %	> 30 %
8. % individuí bentofágů	> 40 %	20–40 %	< 20 %
9. % individuí karnivorů	> 10 %	20–40 %	< 5 %
Abundance			
10. relativní počet individuí		kolísá podle povodí	
Reprodukční guildy			
11. % individuí jednotlivých litofilů	> 15 %	8–15 %	< 8 %
Individuální zdraví a kondice			
12. % individuí s DELT*	< 0,1 %	0,1–1,3 %	> 1,3 %

MONITORING EKOLOGICKÉHO STAVU VODNÍCH TĚLES A JAKOSTI VODY V ČESKÉ REPUBLICE

Monitoring, jehož zásady jsou dány instrukcemi Ministerstva životního prostředí (http://www.mzp.cz/cz/hodnoceni_stavu_vod – 2010), slouží ke sledování stavu povrchových a podzemních vod. Výsledky a vyhodnocení monitoringu slouží k návrhu opatření s cílem dosáhnout dobrého stavu vod, popř. dobrého ekologického potenciálu. Monitoring je také nástrojem kontroly účinnosti provedených opatření. Většina vodních těles je monitorována v souladu se Směrnicí Evropského parlamentu a Rady 2000/60/ES ustávající rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky (dále jen Rámcová směrnice – **WFD EU**). V povrchových vodách se sleduje chemický stav (tzv. prioritní látky) a ekologický stav (biologické složky, hydromorfologie a některé fyzikálně chemické a chemické parametry). U podzemních vod se sleduje stav zásob a chemismus.

Hodnocení stavu vod

Hodnocení hydromorfologického stavu vod

Hodnocení je založeno na principu přidělování bodů (skóre) jednotlivým parametrům, hodnocených podle jejich vlivu na hydromorfologickou kvalitu toku. Vstupními daty jsou výsledky terénního monitoringu podle metodiky HEM (Langhammer 2007), u některých ukazatelů doplněné o charakteristiky zjištěné z datových podkladů. Skórování je u většiny ukazatelů založeno na hodnocení četnosti nebo rozsahu výskytu jednotlivých hodnocených forem úprav prostředí toku a nivy. Hodnocení je založeno na hierarchickém principu – základní hodnocení probíhá na jednotlivých mapovaných úsecích, ze kterých je odvozena hodnota pro daný vodní útvar.

Základní vstupní data pro hodnocení představují výsledky terénního mapování podle metodiky HEM (Langhammer 2007), zaznamenané v mapovacích formulářích, doplněné u dvou ukazatelů o vybrané datové podklady. Vedle výsledku mapování pro hodnocení změn trasy koryta jsou dále použity historické mapy II. vojenského mapování z let 1832–54, zachycující období před nástupem industriální revoluce. Mapy jsou k dispozici on-line na serveru www.mapy.cz. Pro vyhodnocení variability průtoků jsou použita hydrologická data z databáze ČHMÚ.

Hodnocení je založeno na souboru ukazatelů. Koryto a trasa toku: upravenost trasy toku, podélná průchodnost koryta, variabilita šířky koryta, variabilita zahloubení v podélném profilu, variabilita hloubek v příčném profilu. Dno: struktury dna, dnový substrát, upravenost dna, mrtvé dřevo v korytě.

Břeh a inundační území: upravenost břehu, břehová vegetace, využití příbřežní zóny, využití údolní nivy. Proudění a hydrologický režim: charakter proudění, ovlivnění hydrologického režimu, variabilita proudění, průchodnost inundačního území.

Principy hodnocení stavu vodních útvarů

Metodika pro hodnocení stavu vodních útvarů popisuje základní principy a postup hodnocení stavu vodních útvarů, a to na základě hodnocení stavu vod v jednotlivých monitorovacích místech. Vychází proto z jednotlivých metodik zpracovaných, projednaných a schválených MŽP v předchozím období a současně i schváleného Rámcového programu monitoringu a současných návrhů programů monitoringu v souladu s Metodickým pokynem pro monitorování vod z roku 2006.

Typologie tekoucích vod

Typologie vod je založena na hranicích hydroekoregionů, nadmořské výšce a řádu toku. Výsledná typologie zahrnuje 35 typů tekoucích vod pro Českou republiku.



ARROW – referenční podmínky a hodnocení

Vzhledem k požadavkům WFD EU na dosažení dobrého stavu vod je nezbytná schopnost vyhodnotit referenční a reálný stav a tuto informaci využít v procesu rozhodování. V souladu s tímto požadavkem je hlavním nástrojem produkt ARROW, který vytváří modely hodnocení stavu vod a zařazuje toky do tříd dle principů a požadavků WFD EU.