

ОТНОСНО ПРИНЦИПИТЕ И ИЗИСКВАНИЯТА ПРИ ОПРЕДЕЛЯНЕ НА ЕКОЛОГИЧНИЯ СТАТУС НА ВОДНИТЕ ТЕЧЕНИЯ В БЪЛГАРИЯ

Михаил Михайлов

ЮЗУ „Неофит Рилски“ – Благоевград

УДК 502.6

Постъпила на 11.11.2009

Коментират се някои идеи и постановки за усъвършенстване на подходите за оценка и представяне на измененията в състоянието на водите, залегнали в Рамковата директива по водите (РДВ). Въз основа на по-прецизен анализ на информация (данни) от националната система за мониторинг на водите се предлагат някои решения за практическото реализиране на някои изисквания при представяне на референтните условия във връзка с оценките за измененията им, в т.ч. и като резултат на антропогенна намеса.

Ключови думи: Рамкова директива за водите (РДВ), екологично състояние, екологични оценки, класификация на водите.

Key words: Water Framework Directive (WFD), ecological status, ecological assessments, water classification scheme.

Последните 20 години на XX в. и началото на XXI в. са доста интересен период, през който:

- много бързо се увеличи информацията за състоянието на водите (по обем и обхват) и все по-настойтелно започна да се откроява необходимостта от усъвършенстване на подходите и методите за използването ѝ при вземане на управленски решения;

- нарасна относителният дял на по-специфичните нужди от вода (за рекреация, за производствени и други дейности), за удовлетворяването на които се налага прецизиране на изискванията за качество;

- наложи се да бъдат регламентирани по-високи изисквания към замърсяващите вещества, постъпващи във водоприемниците от различните потре-

бители след задоволяване на нуждите си от вода;

- задълбочиха се и възникнаха нови проблеми във връзка с оценяването на замърсяването на водните течения и обекти, в т.ч. и по отношение на определянето на степента на антропогенно въздействие и др.

За решаването на тези проблеми бяха реализирани редица международни инициативи, като една от тях се приема за важен (и основополагащ) нормативен документ за следващите 20–30 години, а именно: Директива 2000/60/ЕС на Европейския парламент и на Съвета, установяваща рамката за действията на Общността в областта на политиката за водите (публикувана в OJ No. L 327 (7) – популярна като Рамкова директива за водите (РДВ).

Следва да се отбележи, че посредством РДВ се прави опит чрез нормативен документ да се реализира една много амбициозна идея за налагане на „рамка за опазване“ на водите, която да „предотвратява по-нататъшното влошаване“ на състоянието на водните екосистеми; да „насърчава устойчивото използване на водите“; „цели по-добро опазване и подобряване на водната среда“ и т.н. (7).

Една от първостепенните задачи при реализирането на постановките на РДВ е унифицирането на методичните подходи и средствата за определяне и представяне на състоянието на водните течения. В тази връзка основната цел е да се:

- анализира и представи в по-общен вид информацията за водните течения и басейни – хидроморфология (водни тела – особености, антропогенни въздействия и изменения);

- преосмисли ползата от химичните анализи и химичния мониторинг, т.е. ползата от регистрирането на моментното състояние на водното течение в даден пункт;

- обоснове по-голямата значимост на биологичните индикатори при оценките за състоянието на водните обекти и т.н.

Възприети са няколко специфични постановки във връзка с категоризирането на повърхностните води и класифициране на състоянието им (7, 8). Същите са заложили като нормативни изисквания и в Наредба № 13 за характеризиране на повърхностните води (4) и Наредба № 5 за мониторинг на водите (5) в България.

За класифициране на екологичното състояние е възприета петстепенна скала – много добро, добро, умерено, лошо и много лошо. Използва се голям набор от дефиниции, чрез които да се аргументират различията в оценките за една или друга позиция. Чрез тях обаче повече се засилва административният характер на РДВ, отколкото да се подпомага работата по обосноваване на методите и средствата за оценка на състоянието на водите.

Голяма част от така представените задачи могат да намерят решение само при много доброто познаване на локалните особености за всеки водосборен басейн. Ето защо е желателно предварително да се дефинират основните им приоритети, например как следва да се представят и оценяват локалните особености на речните участъци (водни тела), в т.ч. и влиянието им върху различните части на всеки водосборен басейн.

Това е една твърде специфична задача, свързана с представите ни за качеството на водите и за състояние на водните обекти. По тези въпроси РДВ не е достатъчно ясна и предизвиква множество въпроси. Част от тях са предмет на настоящото изследване.

Предмет на обсъждане са някои от постановките на дефинициите за състоянието на водните обекти (водни течения, езера, водни тела – според РДВ (7) и т.н.) и обосновките за представителността им.

Като форма и терминология се създава впечатление за нов екологичен подход, насочен към унифициране на методите и средствата за анализ и

оценка на състоянието на водите и водните екосистеми. Идеята е много добра и актуална, като се имат предвид затрудненията по прилагането на нарастващия брой (обем) на нормативните документи или многообразието на случаи в практиката. Но и тук се натъкваме на проблемите по представянето и обхвата на особеностите, свързани с оценките за т.нар. „лоши“ състояния.

По дефиниция изискването е категорично – „водите, чието състояние е по-лошо от умереното ще бъдат категоризирани като лошокачествени или лоши“ (7).

Кога и при какви условия състоянието на дадена река (или речен участък) може да се представи и оцени като „лошо“? Отговорът е кратък – при **неправилно** или **нецелесъобразно** използване. Ето защо използването на такива класификационни схеми създава допълнителни трудности, тъй като се съвместват различни по своята същност и предназначение понятия: от една страна, за **състояние** и, от друга – за **качество**. Поставянето на знак за равенство между тях може да доведе до трудни и нелогични обяснения за много процеси и ситуации, свързани с управлението на дейностите по опазване на околната среда.

Например състоянието може да бъде „лошо“, т.е. неудовлетворяващо определени изисквания за ползване, но причините за това могат да са много различни. В долното течение на която и да е голяма река (дори без никаква антропогенна намеса) е практически невъзможно водите да се ползват директно за питейни нужди, т.е. те не са годни за задоволяване на тези нужди,

поради което качеството им може да се представи като „лошо“.

В най-обобщена форма състоянието на водите (водните обекти) може да бъде **естествено** или **повлияно** от антропогенни действия, като втората група се обвързва със степента на въздействие, т.е. доколко човешката намеса може да се приема за поносима или за недопустима. Границата между тях се определя сравнително лесно чрез анализ на заложените в **комплексните разрешителни** граници (равнища) за ползване на ресурсите и задълженията при заустване на отпадъчни води и замърсяващи вещества във водоприемниците. Ако поради административни, социални или икономически причини тези граници не са **ясно** регламентирани, възникват затрудненията и проблемите с оценките и представянето на антропогенното въздействие върху състоянието на водите. Няма логика в коментарите за „лошо“ или „много лошо“ екологично състояние на водните обекти. Тук не може да става дума за **състояние**, а за принуда, т.е. за липсата на възможност на естествените процеси във водните обекти да се осъществяват поради неправилни човешки действия. Ето защо те не следва да се вписват в класификационните схеми за оценка на екологичното състояние на водните обекти.

Във връзка с изложеното дотук възниква още един много специфичен въпрос. Възможно ли е да се отразяват местните особености чрез индикатори за общи условия? Уместно ли е да се противопоставят резултатите за моментни състояния (получени чрез химически анализи и параметри) и по-

казанията за състоянието на водните екосистеми (получени чрез биологични индикатори)?

Въпроси с подобен характер се пораждат поради недостатъчната конкретност на използваните дефиниции в РДВ (7). Например **състоянието на повърхностните води** се представя като „общ израз за състоянието на повърхностния воден обект, определено от по-лошото от двете – от неговото екологично състояние и неговото химично състояние“. В този случай прилагането на метода „one out – all out“ само засилва усещането за административна принуда и ограничава възможностите за научна обосновка на оценките за състоянието на водните обекти. В края на краищата **не химичните и биологичните показатели определят състоянието на екосистемите**. Чрез тях се регистрират концентрации, състав или структура на различни вещества, съединения, организми и т.н., въз основа на които се съди за процесите във водните обекти, в т.ч. и за причините (източниците) за измененията и въздействието върху тях.

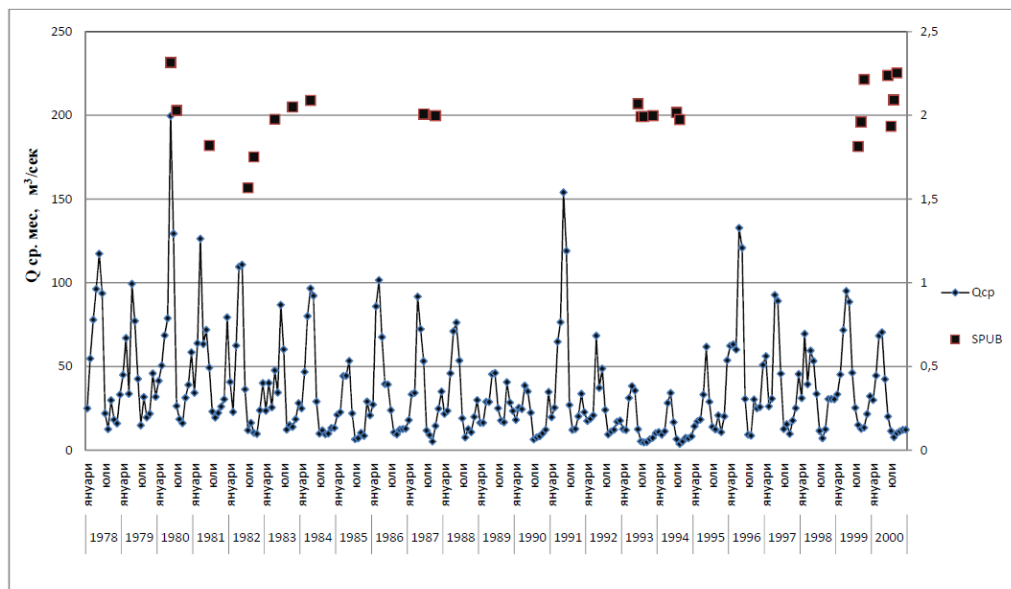
Следователно стремежът за представяне на екологичния статус само посредством един или друг тип показатели (химични, биологични и т.н.) е предваритено обречен на неуспех. Винаги едностранното представяне на състоянието на околната среда е предизвиквало съмнения и недоразумения.

Практически не е възможно да се получават различия между химичните и биологичните показатели (като носители на информация за състоянието на водите), така че няма полза от проти-

вопоставянето им.

Има нужда от друг подход. Не е логично да се поставят граници и да се търсят разлики между химични и биологични показатели. Биологичните параметри (показатели) са определен тип индикатори, при които чрез оценки за жизнената дейност на различните съобщества се съди за състоянието на водите. Ясно е, че те дават обобщена (осреднена) представа за състоянието на водните екосистеми. Но за да се изготви една по-пълна и неоспорима оценка са необходими повече данни за условията в съответния воден обект, които се набавят чрез хидроморфологичните, физичните и химичните наблюдения, измервания и анализи. Така че омаловажаването на едните или другите групи дейности само затруднява постигането на общата цел – изготвянето на обосновани оценки за екологичното състояние на водните обекти (водни течения, водни тела и т.н.).

В подкрепа на изложеното дотук на фиг. 1 и 2 са представени данни за различните групи показатели (хидроложки – чрез средномесечни водни количества; химични – чрез показателя „перманганатна окисляемост“ и биологични – чрез сапробния индекс на Пантле и Бук, SPUB), получени в рамките на Националната система за екологичен мониторинг (НАСЕМ) и други публикации (9, Soufi et al. 2002) за ХМС „Крупник“ (р. Струма) в периода 1951–2001 г. Наред с класическия тип анализи на тези данни си заслужава да се коментират някои техни особености като информационен капацитет във връзка с извършването на комплексни



Фиг. 1. Динамика на средномесечните водни количества и биологичните показатели (по сапробиологичния индекс на Пантле и Бук – SPUB) при ХМС „Крупник“ (р. Струма) за периода 1978–2000 г.

Fig. 1. Dynamic of the monthly average river flow and biological parameters (as Pantle-Buck saprobioindex) at HMS Krupnik (Struma river) for period 1978–2000

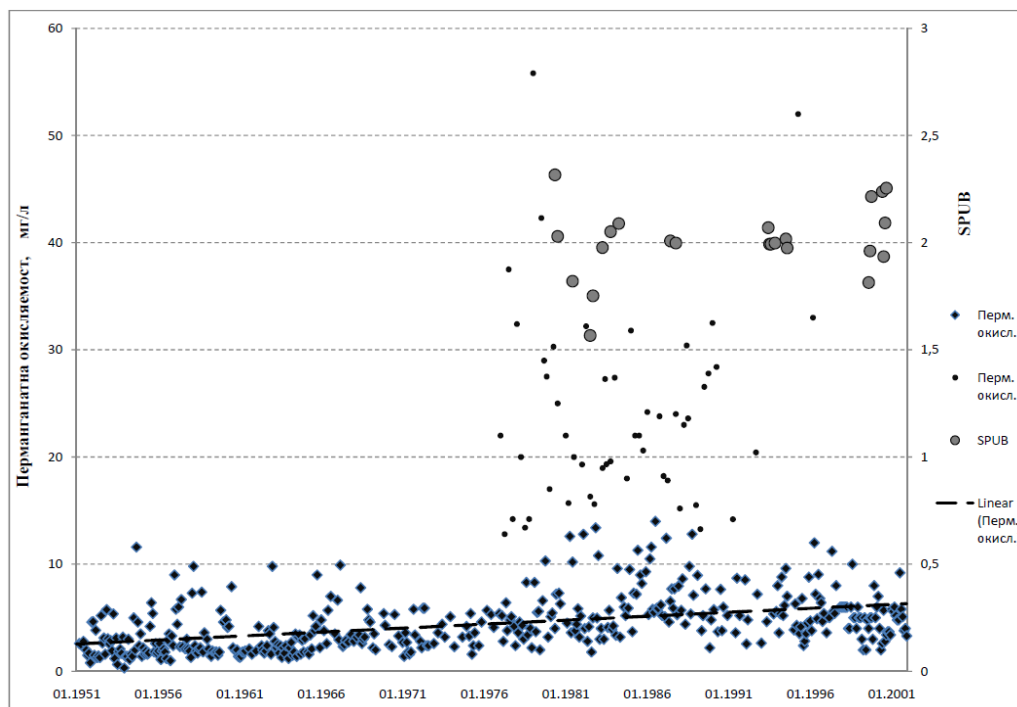
оценки за екологичното състояние на р. Струма в този участък, а така също и при определяне на т.нар. референтни условия според изискванията на РДВ (7).

Тук е наложително да се припомни, че в РДВ се поставя като изискване „за всеки вид повърхностен воден обект“ да се „установяват специфичните за вида хидроморфологични и физикохимични условия“ при „много добро екологично състояние“ (7, 8). Отново възниква въпросът за критериите, по които се определя дали даден воден обект отговаря на изискванията за „много добро екологично състояние“.

Отново се налага да акцентираме върху необходимостта да се отчита

разликата между желанието за постигането на определено **качество** и реалността при установяването (регистрацията) на **състоянието** на водните екосистеми в различните части на даден водосборен басейн.

За условията на р. Струма смесването на тези понятия неминуемо ще доведе до сериозни управленски недоразумения, но **само** когато се познават много добре и правилно се отчитат местните особености в различните участъци по дължината ѝ. Например все още участъкът на р. Струма след Благоевград до границата се категоризира като III категория, т.е. най-ниската категория (според Наредба № 7 за категоризацията на повърхностните



Фиг. 2. Динамика на химичното състояние (по показателя перманганатна окисляемост) и на биологичното състояние (по сапробиологичния индекс на Пантле и Бук – SPUB) на водите на р. Струма (при с. Крупник) за периода 1951–2001 г.

Fig. 2. Dynamic of the chemical state (as parameter permanganate oxidizability) and biological state (as Pantle-Buck saprobiological index) on Struma river waters (HMS Krupnik) for period 1951–2001

води, ДВ, бр. 96 от 1986 г.) без да се посочват никакви аргументи и без да се коментират данните (като посочените на фиг. 1 и 2). Същественото при този подход (3) е възприемането за нормално състояние допускането на $\text{БПК}_5 = 25 \text{ mg O}_2/\text{l}$ за III категория води, тъй като тази стойност се определя като горна граница при пречистването на отпадъчните води.

По този повод е уместно да се отбележи, че заустването на отпадъчни води с нормативно-регламентирано съдържание на замърсяващи вещества е процедура с „неприсъщи“ по-

следствия за естествените процеси във водните течения, т.е. чрез удовлетворяването на такива изисквания ние създаваме проблеми, а не ги решаваме. Изследванията на редица автори са дали основание да се определи $\text{БПК}_5 = 5 \text{ mg O}_2/\text{l}$ като граница, след която настъпва смяната от β - в α -мезосапробия, т.е. когато „с увеличаване на замърсяването водните организми минават относително бързо от състояние **неразположени** в състояние **болни**“ (Русев 1993).

Както е видно от примера за р. Струма (при ХМС „Крупник“) биологичните

показатели (по SPUB) се придържат към условията на β -мезосапробия, при това: за дълъг период (20 и повече години) – фиг. 1 и 2; доста голямо разнообразие на протичащите водни количества, т.е. хидроложки режим – фиг. 1, а така също и на химичните показатели за замърсяването на водите – фиг. 2. Този пример не е изолиран случай и заслужава да му се обърне необходимото внимание. Потвърждава се изложеното по-горе, че механичното прилагане на изискванията от различните нормативни документи може да предизвика нежелателни (а понякога и непредсказуеми) последствия за социално-икономическото развитие на дадена територия (в случая – посочения участък от водосборния басейн на р. Струма).

В това отношение и РДВ не е лишена от недостатъци. Тук обаче причината е не толкова в нормативния документ, колкото в отстояването на определени принципи (когато са неоспорими) и аргументи за прилагането му в съответствие с конкретните условия.

В разглеждания пример с р. Струма е по-правилно да се възприемат като референтни условията за β -мезосапробия (напр. за ХМС „Крупник“ SPUB = 2), вместо да се **„приспособяват“** някакви стойности за хидроморфологични и физикохимични условия при „много добро екологично състояние“ [Русев 1993, Allan 1995, 7, 8, 9).

Както беше отбелязано по-горе, независимо от сложността на един или друг индикатор, винаги когато се представят (оценяват) средните условия за предпочитане е да се използват по-обща параметри, като се отчита

значимостта на информацията, получавана чрез всички останали средства. В тази връзка особен интерес представляват изследванията на Чертопруд (2002), въз основа на които при оценките за сапробиологичното състояние на водните течения като индикатор се предлага да се ползва и „гъстотата на населението“. Въз основа на експериментални данни от 245 водните течения (малки реки и ручейи) в централната част на Европейска Русия се установява, че при гъстота на населението до 50 души/km² в тях се поддържат условия на β -мезосапробия и условията могат да се характеризират чрез „общоприетите термини“ – като SPUB = 2 (Чертопруд 2002).

За сведение средната гъстота на населението във водосборния басейн на р. Струма за участъка с. Ръждавица – с. Крупник е около 52 души/km².

Търсенето на средства за представяне и оценки за екологичното състояние на водните обекти (водосборни басейни, речни участъци или водни тела) е доста сложна и специфична по своята същност дейност. Възможни са най-малко два типа подходи:

- единия – свързан с механичното прилагане на постановките и изискванията на Рамковата директива за водите (РДВ) (7), и

- другия – насочен към търсенето на допълнителни, недостатъчно ангажирани с РДВ средства за анализ и оценка на състоянието на водите и водните екосистеми.

Във връзка с втория подход на фиг. 3 е представена една модифицирана система за класификация на водните течения и обекти. Изготвянето ѝ



† - Индекс на Пантле и Бук

Фиг. 3. Модифицирана система за класификация на водните течения и обекти (или водни тела – според РДВ (7))
Fig. 3. Modified classification system for watercourses and basins (or water bodies, according FWD (7))

е съобразено с многото положителни постановки в РДВ, като са взети предвид възможностите, които предоставя класическата сапробиология за представяне на екологичното състояние на водните обекти.

В заключение следва да се отбележи, че е направен опит за изграждане на класификационна схема (фиг. 3), с която да се подпомага работата по прилагането на РДВ при определянето на **референтните условия** и оценките за екологичното **състояние** на водните обекти (по основните за естестве-

ни условия степени – ксено-, олиго- и β-мезосапробия) без да се налага въвеждането на терминология и методи за **качество** на водите (много добро, добро ... лошо и т.н.) и търсенето на средства за прилагането им в друга среда. Въвеждането ѝ в практиката ще бъде полезно като допълнително средство за обосновка на регионалните особености (в т.ч. и стратегически интереси) във връзка с управлението на процесите във водосборните басейни в България и оценките за състоянието на водите в перспектива.

Литература

1. Русев, Б. 1993. Основи на сапробиологията. С.: Св. Кл. Охридски.
2. Чертопруд, М. В. 2002. Модификация метода Пантле-Букка для оценки загрязнения водотоков по качественным показателям макробентоса. – Водные ресурсы, том 29, № 3, 337–342.
3. Наредба № 7 за категоризацията на повърхностните води. ДВ, бр. 96 от 1986.
4. Наредба № 13 за характеризиране на повърхностните води. ДВ, бр. 37 от 2007.
5. Наредба № 5 за мониторинг на водите. ДВ, бр. 44 от 2007.
6. Allan, J. D. 1995. Stream Ecology. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, The Netherlands.
7. Directive 2000/60/EC establishing a framework for Community action in the field of water policy. OJ No. L 327.
8. Ecological Quality Ratios for ecological quality assessment in inland and marine waters. REBECCA Deliverable 10, EC DG Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability. 2006.
9. Project PHARE CBC 9904-04.02. Предварително проучване за идентификация на чувствителните зони в басейните на реките Места, Струма, Арда, Тунджа и Марица съгласно критериите на директива 91/271/ЕЕС“. ЛДК/ЕВРОАКСЕС Консорциум (The LDK Consultants, Engineers and Planners /EUROACCESS Consortium), С., 2003.
10. Soufi, R., E. Varadinova, Y. Uzunov. 2002. Recent assessment and long-term changes in the saprobiological state of the Struma river (south-western Bulgaria). – Journal of Environmental Protection and Ecology, 3 (1), 61–67.

TOWARDS THE PRINCIPLES AND THE REQUIREMENTS FOR DEFINITION OF THE ECOLOGICAL STATUS FOR RIVER REACHES IN BULGARIA

Michail As. Michailov

South-West University Neofit Risky – Blagoevgrad

UDK 502.6

Received 11.11.2009

Summary

Particular ideas and formulations for the improvement of the methods, used to appraise and to represent the changes of the water state (required by WFD), have been mentioned. As additional base an analysis of data from National water monitoring system is made. Some proposals, related to the practical realization of the WFD requirements for the referent conditions in the water bodies and its modifications under anthropogenic impacts, are suggested.