

УДК 556.531:049.3

НЕКОТОРЫЕ АСПЕКТЫ ПОСТРОЕНИЯ ОЦЕНОЧНЫХ ШКАЛ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ КЛАССИФИКАЦИЙ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД

Васенко А. Г., Верниченко А. А., Верниченко-Цветков Д. Ю.

*Украинский научно-исследовательский институт экологических проблем, Харьков,
alexandr.vasenko@gmail.com, avernichenko@mail.ru, verniczenko@mail.ru*

В статье проанализированы современные подходы к оценке качества поверхностных вод. Рассмотрены рекомендации Водной Рамочной Директивы ЕС относительно определения экологического статуса водных объектов. Обоснована необходимость разработки двойной оценочной шкалы для большинства показателей в экологических классификациях качества поверхностных вод и предложены варианты решения данной задачи.

Ключевые слова: оценка качества вод, экологические классификации, шкалы показателей.

Оценка состояния поверхностных вод в большинстве стран постсоветского пространства, в том числе и в Украине, осуществляется на основе использования нормативов предельно допустимого содержания загрязняющих веществ (ПДК), разнообразных классификаций и разработанных на их основе комплексных оценок и индексов качества вод [1–5]. Данный подход существенно отличается от подхода, принятого в Водной Рамочной Директиве ЕС (ВРД ЕС) [6]. Прежде всего, отличие заключается в «точке отсчета», в определении «нормы» состояния водного объекта.

При использовании системы ПДК «норма» устанавливается на основе экспериментальных данных, полученных в лабораторных условиях, и задается, таким образом, системе «извне». При этом в качестве «нормы» рассматривается некий уровень качества среды, оцениваемый как приемлемый с водохозяйственных и/или санитарных позиций. В случае оценивания качества вод на основе экологических классификаций «нормой» служит некое обобщенное состояние водной экосистемы, которое, по мнению экспертов, может считаться благоприятным с экологических позиций. При этом для конкретных водных объектов установленная «норма» также сохраняет некоторые черты заданности «извне». Подход к оценке качества вод, основанный на использовании жестко заданных нормативов или шкал, принято называть критериальным.

Согласно ВРД ЕС, нормой системы считаются уровни параметров, характерные для референсных (эталонных) условий. Эталонными считаются условия, присущие экосистемам водных объектов того же типа, но не испытывающим или практически не испытывающим антропогенного воздействия. Такой подход, называемый компаративным, позволяет учитывать типологические и региональные особенности водных объектов, сезонную динамику показателей, осуществлять оценку по неограниченному количеству параметров т. д.; однако существуют определенные сложности с выбором эталонных створов и/или установлением эталонных условий.

Некоторые исследователи противопоставляют компаративный подход ВРД ЭС критериальному, считая первый более прогрессивным. Однако каждый из указанных подходов имеет свои преимущества и свои недостатки, поэтому, с нашей

точки зрения, целесообразность использования того или иного подхода (или их сочетания) зависит от целей осуществления оценки качества вод.

Для определения «экологического статуса» поверхностных вод в ВРД ЭС рекомендуется использовать экологические классификации, разрабатываемые дифференцировано для разных типов водных экосистем и предусматривающие выделение пяти классов качества вод. При этом для формализации данной оценки предложено использовать экологический индекс качества вод (*EQR*) [7]. Он рассчитывается на основе сопоставления значений показателя (или индекса) тестируемых вод с аналогичным показателем (индексом) эталонного створа.

Благодаря проведению ряда экспертных процедур, установлены значения *EQR*, соответствующие определенному классу качества вод. Они представлены в таблице 1.

Таблица 1

Оценка экологического состояния водных объектов на основе
экологического индекса качества вод [7]

Класс качества вод	Величина экологического индекса качества вод (<i>EQR</i>)	Характеристика экологического состояния поверхностных вод
1	1,00–0,83	отличное
2	0,82–0,62	хорошее
3	0,61–0,41	удовлетворительное
4	0,40–0,20	плохое
5	<0,20	очень плохое

Следует отметить, что за период, прошедший после введения в действие ВРД ЭС, разработан целый ряд методических руководств, конкретизирующих основные положения данного документа, а также выполнен комплекс работ по унификации применяемых в отдельных странах методов и гармонизации способов оценивания качества вод [7–10]. В тоже время некоторые аспекты данной проблемы не получили пока должного рассмотрения. Это касается, в частности, проблемы формирования оценочных шкал, используемых в экологических классификациях.

В настоящее время при определении градаций показателей используется, как правило, одинарная шкала, чаще всего по возрастающему значению параметров. Например, повышение значений содержания биогенных элементов и концентрации в воде хлорофилла «а» свидетельствует об евтрофировании водного объекта, а рост значений индекса сапробности и БПК₅ – указывает на загрязнение вод органическими веществами. При оценке качества вод по содержанию в воде растворенного кислорода используется нижняя граница показателя.

Двойная оценочная шкала с верхней и нижней границами применяется лишь для отдельных показателей, например, таких как насыщение воды кислородом, рН, индекс самоочищения / самозагрязнения. Двойные оценочные шкалы указанных показателей использованы во многих системах типизации водных объектов [1, 5, 11]. Например, в экологической классификации качества поверхностных вод, приведенной в межведомственном нормативном документе [5], величина

отклонений рН от оптимума нарастает от категории к категории с шагом в 2–3% (табл. 2).

Таблица 2

Диапазоны значений оценочной шкалы по отдельным показателям качества вод [5]

Класс		I		II		III		IV		V	
Категория		1	2	3	4	5	6	7			
Значения рН	Нижняя граница	6,9–7,0	6,7–6,8	6,5–6,6	6,3–6,4	6,1–6,2	5,9–6,0	<5,9			
	Верхняя граница	7,1–7,5	7,6–7,9	8,0–8,1	8,2–8,3	8,4–8,5	8,6–8,7	>8,7			
Процент насыщения воды кислородом, %	Нижняя граница	96–100	91–96	81–90	71–80	61–70	40–60	<40			
	Верхняя граница	101–105	106–110	111–120	121–130	131–140	141–150	>150			
Индекс самоочищения – самозагрязнения (A/R)	Нижняя граница	1,0	0,9	0,8	0,7	0,6	0,5	<0,5			
	Верхняя граница		1,1	1,2	1,3–1,5	1,6–2,0	2,1–2,5	>2,5			

При этом верхняя и нижняя шкалы хотя и не полностью симметричны, но достаточно похожи, что объясняется примерно равными последствиями для системы как снижения значений рН, так и их возрастания.

Аналогичная ситуация и с насыщением воды кислородом: перенасыщение, как правило, свидетельствует о «цветении» вод, а недостаточное насыщение – о загрязнении вод органическими веществами и опасности развития анаэробных процессов. Для этого показателя в нормативном документе [5] также предложена почти симметричная относительно оптимума двойная оценочная шкала.

Отклонение значений индекса самоочищения / самозагрязнения от единицы свидетельствует о нарушении сбалансированности в экосистеме продукционных и деструкционных процессов. Следует заметить, что предложенная шкала для указанного показателя в нормативном документе [5] не столь симметрична, как для предыдущих двух показателей.

Известно, что многие параметры как абиотической, так и биотической составляющих водных объектов, при отсутствии антропогенной нагрузки характеризуются неким оптимальным диапазоном значений. Этот диапазон обусловлен как общими закономерностями функционирования экосистем, так и рядом факторов, связанных с физико-географическим положением водного объекта, его типологическими особенностями и др. Антропогенное воздействие на водную экосистему может вызывать отклонения от оптимальных значений показателей, как в сторону увеличения значений, так и в сторону их уменьшения. Оба варианта нарушений зоны оптимума являются нежелательными как с экологических позиций, учитывая основные положения факториальной экологии, в частности, закон толерантности Шелфорда [12], так и с водохозяйственной точки зрения, поскольку

дестабилизируют режимы водопользования и нарушают процессы воспроизводства водных ресурсов.

О наличии определенной зоны толерантности водных экосистем к внешним воздействиям свидетельствует тот факт, что допустимые значения многих гидрохимических показателей (ЭДУ), рассчитанные по видовому разнообразию фитопланктона, имеют как нижние, так и верхние границы [13]. О том, что экологическое благополучие водных экосистем наблюдается лишь в определенном диапазоне значений показателей, свидетельствуют также исследования антиокислительной активности воды [14], лизоцимного показателя (Л), характеризующего соотношения численности лизоцимактивных и антилизоцимактивных микроорганизмов [15] и др.

Учитывая изложенные соображения, для большинства показателей целесообразно разрабатывать двойную оценочную шкалу. В качестве исключения следует рассматривать параметры, характеризующие содержание в экосистеме ксенобиотиков, величину аккумуляции их в гидробионтах, а также численность условно-патогенных и патогенных микроорганизмов.

В работе [16] предложен принцип построения двойной оценочной шкалы для ряда параметров (прежде всего биологических), который характеризуется симметричным построением верхней и нижней границ отклонения показателей от значений референсных (эталонных) условий (табл. 3).

Таблица 3

Диапазоны значений оценочной шкалы отклонений от уровней
референсных (эталонных) условий [16]

Класс		I	II	III	IV	V
Значение параметра, % от значения, наблюдаемого в референсных (эталонных) условиях	Нижняя граница	95–105	94–65	64–35	34–5	5–0
	Верхняя граница		106–135	136–165	166–195	195–200
Отклонения от уровней референсных (эталонных) условий, %	Нижняя граница	–5–+5	–6––35	–36––65	–66––95	–95––100
	Верхняя граница		+6–+35	+36–+65	+66–+95	>+95

Следует, однако, заметить, что использование оценочных шкал с относительно симметричными верхней и нижней границами для всех показателей, в том числе для биологических, вызывает ряд вопросов. При таком подходе, равная (максимальная) категория (очень плохое состояние) должна присваиваться водам как при увеличении числа видов, к примеру, макрозообентоса на 100% (до 200% относительно референсных условий, принимаемых за 100%), так и при сокращении видов на 95–100% (то есть до 0–5%). Безусловно, увеличение в два раза числа видов гидробионтов свидетельствует о весьма значительных изменениях в структуре биоценоза, но оно не может быть равнозначным практически сведению к нулю, то

ли видового разнообразия внутри сообщества, то ли вообще сообщества как такового.

Справедливость данного утверждения подтверждается исследованиями, выполненными на различных водных объектах. Так, по литературным данным [15], в верховьях реки Чапаевка (одной из наиболее загрязненных рек Волжского бассейна) обнаруживалось 11 видов макрозообентоса. На участке в 70 км от верховья реки – 20, перед городом Чапаевск число видов снижалось до 6, а ниже города представители макрозообентоса вообще не обнаруживались. При этом индекс химического состояния вод (ИХС) изменялся от 3,2 на первых двух станциях до 2,8 в створе перед городом и до 1,8 ниже города. Состояние верхнего участка реки оценивалось исследователями как «экологически благополучное», перед г. Чапаевск – как «экологически кризисное», а ниже города – как «экологически бедственное».

К настоящему времени установлено, что на многих уровнях организации биосистем, в большинстве случаев, наблюдаются однотипные реакции на внешние возмущения: стимуляцию при слабом воздействии (интенсификация дыхания, повышение двигательной активности, усложнение структуры сообщества, повышение интенсивности биологического самоочищения и т.п.) и, соответственно, угнетение при более сильном воздействии.

Предложено рассматривать следующие варианты изменений водных экосистем под влиянием антропогенных воздействий [17]: метаболический прогресс (повышение интенсивности метаболизма сообщества) и метаболический регресс (снижение интенсивности метаболизма сообщества). При метаболическом прогрессе возможны следующие структурные изменения: экологический прогресс (усложнение структуры сообщества), экологическая модификация (структурная перестройка при сохранении уровня сложности) и экологический регресс (упрощение структуры сообщества).

Согласно данной дифференциации изменений экосистем под влиянием антропогенной нагрузки, увеличение числа видов макрозообентоса вдвое соответствует экологическому прогрессу (реакция системы на относительно слабые воздействия путем усложнения структуры). Снижение же числа видов макрозообентоса на 95% – экологическому регрессу, т.е. упрощению структуры, которое, учитывая степень изменения, может наблюдаться при существенной деградации системы. Таким образом, используя предложенную в работе [16] шкалу, при разных по значимости изменениях в функционировании экосистем, их состояние будет оценено одинаково.

С нашей точки зрения, оценочные шкалы целесообразно устанавливать дифференцированно для разных показателей с учетом, как экспертных заключений, так и методов математической статистики. При этом необходимо принимать во внимание специфичность отклика показателя на ухудшение экологической ситуации, его пластичность, степень вариабельности. Возможности использования математико-статистического подхода к определению порогов экологической толерантности водных объектов рассмотрены в работе [18].

Для практического решения проблемы взаимной гармонизации верхних и нижних шкал в экологических классификациях при отсутствии необходимых данных о законе распределения показателей могут быть предложены два варианта.

В первом варианте верхняя шкала показателя должна заканчиваться не на максимальном (наихудшем) классе качества вод, а на границе, соответствующей переходу системы от «хорошего» состояния к «удовлетворительному» (II–III класс). Данная граница будет соответствовать экологическому прогрессу при использовании для оценки структурных показателей и метаболическому прогрессу – при использовании функциональных показателей. Так, например, в случае оценки состояния водной экосистемы по изменению числа видов относительно референсных условий может быть использована шкала, представленная в таблице 4.

Второй вариант предполагает рассмотрение менее значительных изменений показателя по нижней границе в качестве характеристики ухудшения состояния вод (табл. 5). При таком подходе система оценки будет хуже различать нюансы состояний, характерных для очень сильного загрязнения вод, но лучше – в диапазоне малых и средних отклонений от эталонных условий, что встречается значительно чаще.

Таблица 4

Диапазоны значений оценочной шкалы отклонений показателей от уровней референсных (эталонных) условий, вариант «узкой» шкалы

Класс		I	II	III	IV	V
Отклонения от уровней референсных (эталонных) условий, %	Нижняя граница	0–10	–10––30	–30––60	–60––95	–95––100
	Верхняя граница	0–+25	+25–+75	+75–+100	>100	–

Особенно актуальна проблема разработки двойной оценочной шкалы для функциональных биологических показателей. В качестве примера решения данной задачи можно привести шкалу оценки экологического состояния поверхностных вод по величине их способности к самоочищению, предложенную нами на основе многолетних исследований на разнотипных водных объектах Украины в работе [19].

Таблица 5

Диапазоны значений оценочной шкалы отклонений показателей от уровней референсных (эталонных) условий, вариант «широкой» шкалы

Класс		I	II	III	IV	V
Отклонения от уровней референсных (эталонных) условий, %	Нижняя граница	0––5	–5––10	–10––25	–25––50	–50––75
	Верхняя граница	0–+10	+10–+30	+30–+60	+60–+95	+95–+100

С целью гармонизации подходов к оценке экологического состояния водных объектов, используемых в Украине и в странах ЕС, необходимо в первую очередь предусмотреть разработку экологических классификаций трансграничных вод [16, 20].

Выбор варианта шкал и градаций показателей зависит от того какие цели ставятся перед разрабатываемой классификацией; какие, исходя из этих целей, необходимо рассматривать уровни изменений экосистемы, и, соответственно, какой участок общего «диапазона состояний», с каким шагом и точностью будет анализироваться. Кроме того необходимо учитывать характер отклика на антропогенное воздействие каждого выбранного показателя.

ВЫВОДЫ

1. В настоящее время существует два основных подхода к оценке качества поверхностных вод: критериальный и компаративный. Каждый из них имеет свои преимущества и свои ограничения, поэтому целесообразно использовать их совместно, как это рекомендуется в Водной Рамочной Директиве ЕС.

2. Ввиду того, что отклонения величин показателей тестируемых вод от значений, характерных для референсных условий, могут быть как в сторону увеличения, так и в сторону снижения, необходимо разрабатывать экологические классификации с двойной оценочной шкалой.

3. Оценочные шкалы экологических классификаций должны разрабатываться дифференцированно для разных показателей с учетом характера их распределения, а при недостатке необходимой информации – на основе экспертных заключений. Особое внимание необходимо уделить вопросам использования компаративного подхода к оценке экологического статуса трансграничных вод.

Список литературы

1. Комплексные оценки качества поверхностных вод. – Л.: Гидрометеоиздат, 1984. – 144 с.
2. ГОСТ[°]2761-84 Источники централизованного хозяйственно-питьевого водоснабжения. Гигиенические, технические требования и правила выбора. – М.: Изд-во стандартов, 1984. – 14 с.
3. Никаноров А.[°]М. Научные основы мониторинга качества вод / А.[°]М. Никаноров. – СПб.: Гидрометеоиздат, 2005. – 576 с.
4. Верниченко А.[°]А. Экологическая классификация водотоков Украины / А.[°]А. Верниченко, А.[°]В. Поддашкин // Проблемы охраны вод. – Харьков, 1993. – С. 3–12.
5. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / [Романенко В.[°]Д., Жукинський В.[°]М., Оксіук О.[°]П. та ін.]. – К.: Символ-Т, 1998. – 28 с.
6. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy // Official Journal of the European Communities, 22.12.2000. – L. 327/1. – 118 p.
7. European Communities WFD CIS Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) / Guidance document № 10 River and lakes: typology, reference conditions and classification systems. – Luxembourg, 2003. – 87 p.
8. European Communities WFD CIS Common Implementation Strategy for Water Framework Directive (2000/60/EC) / Guidance document № 5 Transitional and Coastal Water: typology, reference conditions and classification systems. – Luxembourg, 2003. – 107 p.

9. European Communities WFD CIS Common Implementation Strategy for Water Framework Directive (2000/60/EC) / Guidance document № 6 Towards a guidance on establishment of the intercalibration network and the process on the intercalibration exercise. – Luxembourg, 2003. – 47 p.
10. Bernet Catch Theme Report: How to define, assess and monitor the ecological status of rivers, lakes and coastal waters. Regional interpretation of EU Water Framework Directive in the Baltic Sea Catchment, 2006. – 257 p.
11. Единые критерии качества вод. – М.: СЭВ, 1982. – 69 с.
12. Одум Ю. Основы экологии / Ю. Одум / [Под ред. д-ра биол. наук Н.°П. Наумова; перевод с 3-го англ. изд.]. – М.: Мир, 1975. – 740 с.
13. Левич А. П. In situ – технология установления локальных экологических норм / [А. П. Левич, Н. Г. Булгаков, В. Н. Максимов, Д. В. Рисник] // Вопросы экологического нормирования и разработка системы оценки состояния водоемов. – М.: Тов. науч. изд. КМК, 2011. – С. 32–57.
14. Эрнестова Л. С. Самоочищающая способность природной воды как показатель экологического состояния водного объекта / Л. С. Эрнестова, И. В. Семенова //°Водные ресурсы. – 1994. – Т. 21, № 2. – С. 161–165.
15. Биоиндикация экологического состояния равнинных рек /°Под ред. О. В. Бухарина, Г. С. Розенберга. – М.: Наука, 2007. – 403 с.
16. Управление трансграничным бассейном Днепра: суббассейн реки Припяти: монография / [Под ред. А. Г. Ободовского, А. П. Станкевича и С. А. Афанасьева]. – К.: Кафедра, 2012. – 448 с.
17. Абакумов В. А. Цели и задачи гидробиологического мониторинга пресноводных экосистем / В. А. Абакумов // Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем. – СПб.: Гидрометеиздат, 1992. – С. 5–31.
18. Шитиков В. К. Количественная гидрэкология. Методы. Критерии. Решения / В. К. Шитиков, Г. С. Розенберг, Т. Д. Зинченко. – М.: Наука, 2005. – 281 с.
19. Верниченко-Цветков Д. Ю. Потенциальная способность поверхностных вод к самоочищению / Д. Ю. Верниченко-Цветков // Естественные и технические науки. – 2006. – № 1 (21). – С. 106–108.
20. Экологическое состояние трансграничных участков рек бассейна Днепра на территории Украины / [А. Г. Васенко, О. Н. Петренко, А. В. Климов и др.]. – К.: Академперіодика, 2002. – 305 с.

Васенко О. Г., Верніченко Г.А., Верниченко-Цветков Д. Ю. Деякі аспекти побудови оціночних шкал екологічних класифікацій поверхневих вод // Екосистеми, їх оптимізація та охорона. Сімферополь: ТНУ, 2013. Вип. 8. С. 146–153.

У статті проаналізовані сучасні підходи до оцінки якості поверхневих вод. Розглянуто рекомендації Водної Рамкової Директиви ЄС відносно визначення екологічного статусу водних об'єктів. Обґрунтована необхідність розробки двійної оціночної шкали для більшості показників екологічних класифікацій поверхневих вод та запропоновані варіанти вирішення цієї задачі.

Ключові слова: оцінка якості вод, екологічні класифікації, шкали показників.

Vasenko A. G., Vernichenko A. A. Vernichenko-Tsvetkov D. Ju. Several aspects of the construction of assessment scales of ecological classifications of surface waters // Optimization and Protection of Ecosystems. Simferopol: TNU, 2013. Iss. 8. P. 146–153.

In this article the modern methodological approaches to surface water quality assessment were analyzed. The recommendations of the Water Framework Directive, concerning the ecological status detection, have been examined. The necessity of the elaboration of double scales for most of criteria for surface water status ecological classifications was substantiated and versions of solution of this task were suggested.

Key words: assessment of water quality, ecological classifications, scales of criteria.

Поступила в редакцію 15.05.2013 г.