

УДК 502.656

Доктор техн. наук

Доктор техн. наук

Ж.С. Мустафаев¹А.Т. Козыкеева¹А. Арыстанова¹**МЕТОДОЛОГИЧЕСКОЕ ОБЕСПЕЧЕНИЕ ИНТЕГРИРОВАННОГО
УПРАВЛЕНИЯ ВОДНЫМИ РЕСУРСАМИ БАССЕЙНА
ТРАНСГРАНИЧНЫХ РЕК**

Ключевые слова: концепция, стратегия, использование, управление, реализация, планирование

В статье разработано методологическое обеспечение для планирования и реализации интегрированного управления водными ресурсами водосбора бассейна трансграничных рек. Оно включает экономические, экологические и социальные аспекты сбалансированного использования ресурсного потенциала природных систем.

Актуальность. Для ускорения перехода к более устойчивым методам развития и управления водными ресурсами, Всемирный Саммит по Устойчивому Развитию (ВСУР), проведенный в 2002 г., призвал все страны разработать стратегию интегрированного управления водными ресурсами (ИУВР) [6]. При этом руководящий документ подготовлен Техническим Комитетом Глобального Водного Партнерства (GWP) при поддержке Министерства иностранных дел Норвегии.

Разработанные стратегии помогут странам сократить бедность, повысить уровень продовольственной безопасности, ускорить экономический рост и сохранить экосистемы [12]. Так же будут решены ряд других задач, таких как борьба с наводнениями, смягчение последствий засух, расширение доступа к чистой воде и улучшение санитарных условий, дефицит воды [12].

Цель исследования – разработать методологическое обеспечение для планирования и реализации ИУВР в бассейне трансграничных рек. За основу взяты качественные и количественные интегральные критерии, позволяющие оценить социальные, экологические и экономические аспекты сбалансированного использования природных ресурсов.

¹ КазНАУ, г. Алматы, Казахстан

Материалы и методы исследования. В мировой практике считается, что, во-первых, ИУВР является гибким инструментом для решения проблем, связанных с использованием водных ресурсов, и оптимизацией влияния водных ресурсов на устойчивое развитие. Во-вторых, ИУВР не является самоцелью, а служит для совершенствования структур управления водными ресурсами, способствуя принятию правильных решений при реагировании на изменения потребностей и ситуаций. При этом ИУВР ищет возможности обеспечения развития и управления водными ресурсами на основе разумного, равноправного и справедливого их использования. ИУВР старается обеспечить использование водных ресурсов для достижения целей социального и экономического развития стран, таким путем, который не ставит под угрозу устойчивость жизненно важных экосистем и не подвергает опасности потенциал будущих поколений удовлетворять их потребности в воде.

При принятии решений и планировании с использованием метода ИУВР требуется, чтобы [6, 12]:

- политика и приоритеты учитывали вопросы, связанные с водными ресурсами, включая двухсторонние связи макроэкономической политики и развития, управления и использования водных ресурсов;

- присутствовала межотраслевая интеграция в политических работах;

- обеспечивалась возможность пользователям участвовать в планировании и управлении водными ресурсами;

- решения, связанные с водными ресурсами, принимались в увязке на местном и бассейновом уровнях, или, по крайней мере, не конфликтовали друг с другом при достижении крупных национальных целей;

- планирование и стратегия развития водных ресурсов увязывались с укрупненными социальными, экономическими и природоохранными задачами.

Основные принципы ИУВР сформированы на основе Дублинских, принятых в 1992 г., которые провозглашают, что [6, 12]:

1. Пресная вода является конечным и уязвимым ресурсом, необходимым для поддержания окружающей среды, жизни и развития. Эффективное управление водными ресурсами требует целостного подхода, увязывающего социальное и экономическое развитие с защитой природных экосистем, т.е. эффективное управление увязывает использование земельных и водных ресурсов на всей водосборной площади или водоносного пласта подземных вод.

2. Развитие и управление водными ресурсами должно основываться на подходе, учитывающем активное участие в управлении пользователей и лиц, принимающих решения, на всех уровнях, т.е. подход, основанный на участии бенефициариев. Он включает повышение осведомленности о ценности водных ресурсов у лиц принимающих решения и населения, которые непосредственно участвуют в принятии решения на самом возможном низком уровне, при всесторонних консультациях с общественностью и участием пользователей в планировании и реализации водохозяйственных проектов.

3. Вода имеет экономическую ценность во всех случаях ее использования и должна быть признана экономическим товаром. Согласно этому принципу, прежде всего, признается право всех людей на доступ к чистой воде и санитарному обслуживанию при доступных ценах, так как прошлое отрицание экономической ценности воды привело к расточительному и экологически ущербному использованию этого ресурса. Требование управлять водными ресурсами, как экономическим товаром, является важным подходом для достижения эффективного и справедливого использования, а также стимулирования сохранения и защиты водных ресурсов.

Повышение эффективности использования воды и связанных ресурсов (включая финансовые), позволяет получить максимальные экономические и социальные выгоды, что является составной частью подхода ИУВР. До того как просто «подать больше воды» (что часто означает строительство новой, дорогостоящей инфраструктуры) в качестве первого шага необходимо рассмотреть возможности повышения эффективности водопользования либо посредством снижения непроизводительных потерь, либо через перераспределение [6, 12].

Всемирный Саммит по Устойчивому Развитию (ВСУР) подчеркивает два различных аспекта эффективности: первый – заниматься техническими проблемами эффективности водопользования; и второй – эффективность «размещения», т.е. как общество распределяет водные и связанные с ними ресурсы в целях устойчивого социального и экономического развития. Первый подход требует проведения мероприятий по управлению спросом; второй – включает стратегическое водораспределение. С позиций ИУВР, как техническая, так и распределительная эффективность требуют признания социальной, экологической и экономической ценности воды [6].

Таким образом, повышение эффективности распределения водных ресурсов достигается за счет ряда мер, обеспечивающих их использование

с наибольшей выгодой, т.е. посредством рынка воды, водных прав, или других экономических и регулирующих механизмов, а также посредством адекватной и реалистичной оценки затрат и выгод. Важно, с точки зрения ИУВР, определить «наиболее выгодные виды использования», принимая во внимание социальные, экологические и экономические аспекты. Более того, необходимо оценить затраты и выгоды в социальных, экологических и экономических показателях, которые предполагают, что фокусирование на важности продуктивности и биоразнообразия наземных и водных экосистем при обеспечении адекватных экологических попусков с помощью экономических и регулирующих средств [6, 12].

Подходы ИУВР требуют позитивных перемен – в среде, институциональных ролях и методах управления, т.е. тринадцать ключевых направлений при внедрении ИУВР:

Создание соответствующих условий для внедрения ИУВР с целью сбалансированного использования водных ресурсов в бассейне трансграничных рек [12]:

1. Политика – постановка целей использования, защиты и охраны водных ресурсов.
2. Законодательная база – правила достижения политических целей.
3. Финансовые и стимулирующие структуры – распределение финансовых средств, отвечающее требованиям развития водных ресурсов.
4. Создание организационной структуры – формат и функции.
5. Создание институционального потенциала – развитие трудовых ресурсов.

Инструменты управления:

6. Оценка водных ресурсов – инвентаризация ресурсов и потребностей.
7. Планы для ИУВР – сочетание вариантов развития, использования ресурсов и социальных взаимодействий.
8. Управление спросом – более эффективное использование воды.
9. Инструменты социальных изменений – стимулирование гражданского общества в плане бережного отношения к водным ресурсам.
10. Разрешение конфликтов – решение споров, обеспечение процесса вододеления.
11. Регулирующие инструменты – выделение и использование лимитов на водные ресурсы.
12. Экономические инструменты – использование оплаты и цен для обеспечения эффективности и справедливости.

13. Управление и обмен информацией – повышение уровня знаний для лучшего управления водными ресурсами.

По существу, это означает реформы руководства водохозяйственной деятельностью, т.е. набор политических, социальных, экономических и административных инструментов, которые позволяют управлять водными ресурсами и обеспечивать водохозяйственные услуги на различных уровнях общественной иерархии. Однако отсутствие надежного методологического обеспечения ИУВР не позволяют определить направление и интенсивности изменения гидрогеохимического и экологического процесса в бассейне трансграничных рек, что не обеспечивает надежности и достоверности принятых политических, социальных, экономических и административных решений.

ИУВР как инструмент для обеспечения изменений должно рассматриваться как процесс, а не как единовременная мера – это долговременный процесс развития, который по своей природе скорее итеративный, чем поступательный [6, 12].

Результаты исследования. Для сбалансированного использования водных ресурсов трансграничных рек требуется решения следующих систем задач:

1. На основе многолетних данных о гидрологическом режиме стока бассейна трансграничных рек определить параметры кривой водообеспеченности с учетом изменения климата [3], т.е. средняя арифметическая величина статистического ряда годового стока реки, может быть определена по формуле:

$$Q_{cp} = \frac{Q_1 + Q_2 + \dots + Q_{n-1} + Q_n}{n} = \frac{\sum_{i=1}^n Q_i}{n},$$

где Q_{cp} – средняя арифметическая величина статистического ряда годового стока реки, м³/с; $Q_1, Q_2 \dots Q_n$ – годовые значения речного стока за период n , м³/с.

Вычисляют эмпирическую обеспеченность P каждого члена статистического ряда по формуле [3]:

$$P = [(m - 0,30) / (n + 0,40)] \cdot 100, \%,$$

где m – порядковый номер ранжированного ряда; n – число членов ряда.

2. Геоморфологическая схематизация водосборной территории бассейна трансграничных рек с учетом тепло- и водообеспеченности их

ландшафтной системы [19], возможно используя энергию или работу совершаемой потоком грунтовых вод в следующем виде:

$$\Delta E = A_i = m_i \cdot g \cdot \Delta H = m_i \cdot g \cdot \Delta_i.$$

Сконструировать геоморфологическую схему ландшафтных катен можно используя гидрогеохимический потенциал потока подземных вод речных бассейнов (\bar{M}), характеризующий работу (\bar{A}_n), совершаемую жидкостью в процессе выпадения атмосферных осадков к отношению концентрации почвенного раствора (\bar{C}_n). Их можно рассматривать, как способность почвенного покрова освободиться от легкорастворимых солей на всей площади речных бассейнов: $\bar{M} = \bar{A}_n / \bar{C}_n$, где: \bar{M} – гидрогеохимический потенциал речных бассейнов; \bar{A}_n – работа, совершаемая в элементарном объеме потоком инфильтрационных вод в почвенном слое речных бассейнов; \bar{C}^* – средняя концентрация солей в потоке подземных вод [13, 16, 21]:

$$\bar{A}_n = O_c / \left[\frac{R}{L} - (1-t) \frac{R}{L} (1-\bar{\Delta}) \right],$$

$$\bar{C}^* = \left[C_o + (1-t) \frac{R}{L} (1-\bar{\Delta}) \cdot C_z / O_c \right] / C_{дон},$$

где R – радиационный баланс; O_c – сумма атмосферных осадков; L – скрытая теплота парообразования; C_o – начальная концентрация почвенного раствора в почвенном слое; $C_{дон}$ – допустимая концентрация солей в почвенном растворе, которая соответствует параметру незасоленных почв; C_z – концентрация солей в подземных водах; $(1-t)$ – время действия инфильтрации ($t = T/365$), T – продолжительность биологического активного периода; $\bar{\Delta} = \Delta / \Delta_{kp}$, Δ – глубина уровня грунтовых вод; Δ_{kp} – критическая глубина грунтовых вод.

Для оценки естественной тепло- и влагообеспеченности растительного и почвенного покровов водосборов бассейна реки можно использовать следующие показатели, характеризующие степень обеспеченности ресурсами природной среды [16]: коэффициент естественного увлажнения ($K_y = O_c / E_o$, где E_o – испаряемость, мм) [9], биоклиматическая продуктивность ($БКП = K_y (\sum t / 1000)$, где $\sum t, ^\circ C$ – сумма биологически активных температур) [29], гидротермический коэффициент (

$ГТК = 10 \cdot O_c / \sum t$) [29], индекс сухости ($\bar{R} = R / LO_c$, где L – удельная теплота парообразования, принятая постоянной и равная $2,5 \text{ кДж/см}^2$); R – фотосинтетически активная радиация, кДж/см^2) [1] и показатель увлажнения ($M_d = O_c / \sum d$, где $\sum d$ – сумма среднесуточных значений дефицита влажности воздуха, мб) [33].

3. На основе многолетних гидрогеохимических данных и биогенных веществ в воде трансграничных рек дается оценка качества и индекса загрязненности воды по экологическим требованиям рыбохозяйственного и хозяйственно-питьевого водопользования [11, 28]. Для оценки качества воды и экологического состояния водных экосистем в практике водного хозяйства широко используются методы, основанные на комплексных показателях, т.е. определения пределов допустимых изменений (ПДИ) [11], порога критического действия (ПДВВ) [28], предельно допустимой концентрации (ПДК) [28], гидрохимического индекса загрязнения (ГЗВ) [28], а также методологического обеспечения Н.Г. Булгакова [2], В.П. Емельяновой [7], Т.Н. Моисеенко [15], В.В. Шабанова [32] и М.Ж. Бурлибаева [14].

Для оценки качества воды и экологического состояния водных объектов в бассейне реки используется методика В.В. Шабанова, с помощью коэффициента предельной загрязненности (K_{nz}) [32]:

$$K_{nz} = \frac{1}{N} \cdot \sum_{i=1}^N \frac{C_i}{ПДК_i} - 1,$$

где K_{nz} – коэффициент предельной загрязненности, характеризующий качество воды в соответствии с классификацией; i – номер загрязняющего воду вещества; N – количество учитываемых веществ; $ПДК_i$ – предельно-допустимая концентрация учитываемых веществ; C_i – фактическая концентрация учитываемых веществ.

В качестве структурных характеристик экосистем могут быть использованы показатели видовой, размерной, трофической структуры, структуры потоков. Для количественной характеристики структуры чаще всего используются разные индексы, среди которых наиболее часто индекс Шеннона (H) [34]:

$$H = \sum (N_i / N) \cdot \lg 2(N_i / N),$$

где N_i – численность i -го вида; N – численность всех видов.

4. Территориальное планирование водопользования на основе интегральных параметров с использованием климатических, геолого-геоморфологических, гидрологических и ландшафтных факторов. Экологически допустимые пределы использования природно-ресурсного потенциала трансграничных рек определяются с учетом геоэкологических ограничений, предложенных Ж.С. Мустафаевым с соавторами [26, 27]. Нижний порог предельно допустимого уровня нормы водопотребности ($O_p^{ниж}$) – транспирация растений, обеспечивающая формирование биологических масс (T). Верхний предельно допустимый уровень нормы водопотребности ($O_p^{верх}$) – экологическая норма водопотребности сельскохозяйственных угодий (O_p^3), обеспечивающая целенаправленное регулирование и управление почвообразовательными процессами на орошаемых землях [26]. Биологическая оросительная норма (O_p) определяются на основе биоклиматического метода предложенного Н.В. Данильченко [4]: $E_v = E_o \cdot K_o \cdot K_o$ (K_o – микроклиматический коэффициент; K_o – биологический коэффициент), т.е. $O_p = E_v - (O_c \pm g + \Delta W)$, где ΔW – продуктивный запас влаги в почве, мм.

5. На основе антропогенных воздействий (демографических, промышленных, сельскохозяйственных) на водосборную территорию [10, 20, 30], можно использовать обобщенный показатель (K_{km}), который определяется по формуле [20]:

$$K_{km} = \sqrt[n]{\prod_{i=1}^n K_i^i},$$

где $K_i^i = \exp(-K_i)$ – относительные значения уровня техногенных нагрузок на водосборные территории или коэффициент антропогенной деятельности [5].

Для оценки уровня техногенной нагрузки на водосборный бассейн трансграничных рек использован показатель А.Г. Исаченко. Представим его в виде коэффициента (K_i), характеризующего отношение отдельной фактической техногенной нагрузки к его оптимальному значению, который принят как уровень средней нагрузки, т.е. [20]:

K_i^{nl} – коэффициент, характеризующий плотность населения:
 $K_i^{nl} = \Pi_{opt} / \Pi_{фак}$, где $\Pi_{фак}$ – фактическая плотность населения, чел/км²;

PP_{opt} – оптимальная плотность населения, которая соответствует уровню средней нагрузки, чел/км²;

K_i^{np} – коэффициент, характеризующий плотность промышленного производства: $K_i^{np} = PP_{opt} / PP_{фак}$, где $PP_{фак}$ – фактическая плотность промышленного производства, тыс. доллар/км²; PP_{opt} – оптимальная плотность промышленного производства, которая соответствует уровню средней нагрузки, тыс. доллар/км²;

K_i^{pa} – коэффициент, характеризующий распаханность естественных ландшафтов: $K_i^{pa} = F_{рас}^{opt} / F_{рас}^{фак}$, где $F_{рас}^{фак}$ – фактическая распаханность естественных ландшафтов, %; $F_{рас}^{opt}$ – оптимальная распаханность естественных ландшафтов, которая соответствует уровню средней нагрузки, %;

$K_i^{жив}$ – коэффициент, характеризующий плотность животноводческой нагрузки: $K_i^{жив} = N_{opt}^{жив} / N_{фак}^{жив}$, где $N_{фак}^{жив}$ – фактическая плотность животноводческой нагрузки, условные головы/км²; $N_{opt}^{жив}$ – оптимальная плотность животноводческой нагрузки, которая соответствует уровню средней нагрузки, усл. гол/км².

Обобщенный интегральный показатель ($K_{ин}$), характеризующий результат антропогенной деятельности представлен в табл. [20].

Таблица

Интегральный показатель $K_{ин}$

Интенсивность нагрузки, балл	Показатель				$K_{ин}$
	$K_i^{пл}$, чел/км ²	K_i^{np} , тыс. \$/км ²	K_i^{pa} , %	$K_i^{жив}$, усл. гол./км ²	
Незначительная или отсутствует (1)	0,00	0,00	0,00	0,00	> 1,000
Очень низкая (2)	< 0,10	< 0,35	< 0,10	< 0,10	0,000
Низкая (3)	0,20...1,00	0,36...3,50	0,2...1,0	0,2...1,0	0,002
Пониженная (4)	1,10...1,50	3,60...35,00	1,1...5,0	1,1...2,0	0,089
Средняя (5)	5,10...10,00	36,0...105,0	5,1...15,0	2,1...3,00	0,135
Повышенная (6)	1,10...25,00	106,0...140,0	15,1...40	3,10...6,0	0,383
Высокая (7)	25,10...50,0	141,0...170,0	40,1...60	6,1...10,0	0,556
Очень высокая (8)	> 50,0	> 170,0	> 60,0	> 10,0	> 0,556

6. На основе антропогенной оценки гидроагроландшафтов водосбора речных бассейнов в системе «почва – растения – человек» [18, 31] необходимо сначала рассматривать природную среду на региональном или локальном уровне. Районированную по видам деятельности, существенно не меняющуюся в пространственно-временном масштабе с использованием приведенных коэффициентов негативной реакции для человека – $\overline{NR} = NR_i / NR_{\max}$ и для среды его обитания – $\overline{nr} = nr_i / nr_{\max}$ [18, 31]:

$$\text{- для человека } \overline{NR} = \left(\sum_1^i \overline{D}_i \cdot q_x \right) \sum_1^i \varepsilon_i(k);$$

$$\text{- для среды его обитания } \overline{nr} = \left(\frac{\overline{D}_{\text{св}}}{\overline{D}_{\text{рв}}} + q_x \right) \sum_1^i \beta \cdot \varepsilon_i(k),$$

где \overline{D}_i – степень заражения ядохимикатами питьевой воды для снабжения населения; $\overline{D}_{\text{св}}$ – уровень использования для орошения речных вод; $\overline{D}_{\text{рв}}$ – уровень использования возвратных вод для орошения; ε_i – частные параметры ухудшения свойств компонентов природной системы (для человека это – динамика болезней, связанных с потреблением загрязненной воды и заражением воздуха – $\varepsilon_i(r)$, для почвы, растений и сельскохозяйственных культур – содержание в почве токсичных солей, для грунтовых вод – повышение их минерализации и уровня – $\varepsilon_i(k)$); β – поправочный коэффициент (для почв и грунтовых вод $\beta = 1$, для сельскохозяйственных культур $\beta > 1$); q_x – интенсивность поступления ядохимикатов и нитратов в почвы и грунтовые воды.

Интенсивность поступления ядохимикатов и нитратов в грунтовые воды ($q_x^{\text{св}}$) и в почву (q_x^n) оцениваются по эмпирическим зависимостям [18, 31]:

$$q_x^{\text{св}} = 1 - q_x^n;$$

$$q_x^n = \exp\left[-\left(\alpha \cdot q_w + 1 - R_\phi\right)\right],$$

где α – постоянная, зависящая от вида ядохимикатов; q_w – интенсивность инфильтрационного питания (в долях от нормы); R_ϕ – инфильтрационное сопротивление, которое определяется по формуле: $R_\phi = 1 / f_m$, здесь f_m – относительная площадь, занятая почвами с малой мощностью грунта (или мелкозема).

7. Оценка предельно-допустимого уровня использования водных ресурсов речных бассейнов и экологического стока, т.е. располагаемых водных ресурсов для использования в отраслях экономики [8].

Для эколого-экономического обоснования предельно-допустимого уровня использования природных ресурсов в условиях антропогенной деятельности необходим ретроспективный анализ состояния компонентов природной системы и долгосрочный прогноз ожидаемых последствий от воздействия на них различных мероприятий. В качестве интегрального показателя оценки эколого-экономической эффективности комплексного использования природных ресурсов может быть использован суммарный эффект ($Z(x)$), который можно определить по следующей формуле [8]:

$$Z(x) = Z_n(x) - Z_p(x) - Z_{\text{эк}}(x) - Z_c(x) - 3T \cdot B_t,$$

где $Z_n(\bar{P}_n)$ – общая прибыль природно-технического комплекса;
 $Z_n(x) = Z_n(\bar{P}_n - P_n(x))$; $Z_n(P_n(x))$ – прибыль природного комплекса в естественных условиях; $Z_p(x) = Z_p(\bar{P}_p - P_p(x))$; $Z_p(\bar{P}_p)$ – экономический ущерб от ухудшения качественных параметров природно-технической системы; $Z_p(P_p(x))$ – затраты, необходимые для качественного улучшения параметров природной среды; $Z_{\text{эк}}(\bar{P}_{\text{эк}})$ – экологический ущерб от ухудшения качественных параметров природно-технической системы; $Z_{\text{эк}}(x) = Z_{\text{эк}}(\bar{P}_{\text{эк}} - P_{\text{эк}}(x))$; $Z_{\text{эк}}(P_{\text{эк}}(x))$ – затраты необходимые для улучшения экологических условий природной среды; $Z_c(x) = Z_c(\bar{P}_c - P_c(x))$; $Z_c(\bar{P}_c)$ – социальный ущерб от ухудшения качественных параметров природной среды; $Z_c(P_c(x))$ – затраты на улучшение социальных условий природной среды; $B_t = (1 + e)^t$ – коэффициент приведения во времени разновременных затрат или дисконтирования; t – номер шага расчета; e – коэффициент эффективности; $3T$ – затраты общества на реализацию системы природопользования.

На основе критерия Гурвица можно представить модель проектного значения коэффициента эколого-экономической активности общества при использовании природных ресурсов:

$$K_{\text{э}}^{\text{np}} = \lambda \cdot K_{\text{э}}^{\text{max}} + (1 - \lambda) \cdot K_{\text{э}}^{\text{min}},$$

где $K_{\text{э}}^{\text{max}}$ – максимально-возможное значение коэффициента экономической устойчивости природной системы бассейна рек; $K_{\text{э}}^{\text{min}}$ – минимальное

значение коэффициента экономической устойчивости природной системы бассейна рек; λ – эмпирический коэффициент; $\lambda = 1 - \Delta\mathcal{E}$, здесь $\Delta\mathcal{E}$ – экологическое состояние природной системы речных бассейнов [8].

8. На основе принципов разумного, равноправного и справедливого использования водных ресурсов трансграничных рек, распределения располагаемых водных ресурсов для использования в отраслях экономики на межгосударственном уровне в разрезе административных областей и районов [24] можно использовать коэффициент располагаемых земельных ресурсов ($K_{зpi}$) водосбора бассейна рек в разрезе фаций, который определяется по формуле [25]:

$$W_{\text{бк}i} = K_{зpi} \cdot (W_{oi} - \Delta W_{\text{сэ}i}),$$

где W_{oi} – объем водных ресурсов речных бассейнов, км³; $W_{\text{сэ}i}$ – объем гарантированных санитарно-экологических водных ресурсов речных бассейнов, обеспечивающих экологическую устойчивость природной системы в низовьях.

9. На основе использования климатического индекса продуктивности ландшафтов Д.И. Шашко [33], определить естественный и потенциальный биоклиматический потенциал геоморфологических фаций водосбора бассейна трансграничных рек с использованием системы «экспорта – импорта» экологических услуг водных ресурсов в рамках межгосударственного водораспределения [23], т.е. коэффициент экологических услуг водосбора речных бассейнов, который определяется по формуле:

$$K_{\text{бк}i} = 1 - (B_{\text{кф}i} / B_{\text{кф}i}^{\text{ср}}) \text{ и } \sum_{i=1}^n K_{\text{бк}i} = 0 \rightarrow \text{const} [20, 25].$$

При этом объем водных ресурсов (W_i) для оказания экологических услуг с целью повышения «естественного природного капитала» ($ЕПК$) до «потенциального природного капитала» ($ППК$) с позиций биологических продуктивностей растительного и почвенного покровов отдельных ландшафтных классов или фаций водосборов речных бассейнов определяется по формуле [20, 23]:

$$W_{\text{бк}(\text{э-и})i} = K_{\text{бк}i} \cdot W_{\text{бк}i}.$$

10. На основе биологической и экологической водопотребности растительного и почвенного покровов ландшафтных систем и располагаемых водных ресурсов в разрезе геоморфологических фаций водосбора бассейна трансграничных рек определить предельно-возможную площадь

гидроагротландшафтных систем [22] с учетом незарегулированности и зарегулированности стока реки. От этого тоже зависит уровень рационального использования речных стоков с учетом внутригодового природного ритма их формирования:

- в зоне незарегулированного стока, в качестве индикаторов позволяющих определить предельно-допустимую (F_{ndo}) и оптимальную (F_{oo}) площади орошаемых земель выступает расход стока реки (Q_{rai} , м³/с), т.е. разница естественного расхода (Q_{oi} , м³/с) и экологического ($Q_{эi}$, м³/с) стока реки. Нормы удельных водопотребностей растительного (q_{pi} , м³/с или л/с на 1 га) и почвенного (q_{ni} , м³/с или л/с на 1 га) покровов, формируются в результате гидроагротландшафтных систем на территориях водосбора трансграничных бассейнов;

- в зоне зарегулированности стока, с одной стороны, в качестве индикаторов позволяющих определить предельно-допустимую (F_{ndo}) и оптимальную (F_{oo}) площади орошаемых земель выступает объем располагаемого стока реки (W_{rai} , м³), т.е. разница естественного (W_{oi} , м³) и экологического ($W_{эi}$, м³) объемов речного бассейна, а с другой стороны, нормы водопотребностей растительного (O_{pi} , м³/с или л/с на 1 га) и почвенного (O_{ni} , м³/с или л/с на 1 га) покровов сельскохозяйственных угодий, формирующихся в результате гидроагротландшафтных систем на территориях водосбора трансграничных бассейнов.

В зоне незарегулированного стока речных бассейнов предельно-допустимую площадь орошаемых земель (F_{ndo}) определяют по следующей формуле:

$$F_{ndo} = \frac{(Q_{oi}^{\max} - Q_{эi}^{\max}) \cdot K_{ac}}{q_{pi}^{\max}} \cdot \eta_{кнд},$$

а оптимальную площадь орошаемых земель (F_{oo}) определяют по следующей зависимости:

$$F_{oo} = \frac{(Q_{oi}^{\max} - Q_{эi}^{\max}) \cdot K_{ac}}{q_{ni}^{\max}} \cdot \eta_{кнд}$$

где $\eta_{кнд}$ – коэффициент полезного действия водохозяйственной системы;
 K_{ac} – коэффициент синхронности расхода реки и норма удельной водопотребности сельскохозяйственных угодий, которая определяется по следующему выражению:

$$K_{ac} = \frac{\sum_{i=1}^n K_{aci}}{n},$$

где n – количество месяцев в вегетационном (рассматриваемом) периоде; K_{aci} – коэффициент синхронности расхода реки и норма удельной водопотребности сельскохозяйственных угодий i -ого месяца вегетационного (рассматриваемого) периода, который определяется по следующим зависимостям:

$$K_{aci} = [(Q_{rai} / Q_{rai}^{\max}) / (q_{pi} / q_{pi}^{\max})];$$

$$K_{aci} = [(Q_{rai} / Q_{rai}^{\max}) / (q_{ni} / q_{ni}^{\max})],$$

здесь Q_{rai}^{\max} – максимальное значение естественного расхода реки в вегетационном (рассматриваемом) периоде, м³/с; q_{pi}^{\max} – максимальная норма удельной водопотребности растительного покрова сельскохозяйственных угодий внутри вегетационного периода, м³/с; q_{ni}^{\max} – максимальная норма удельной водопотребности почвенного покрова сельскохозяйственных угодий внутри вегетационного периода, м³/с.

В зоне зарегулированного стока речных бассейнов предельно-допустимую площадь орошаемых земель определяют по следующей формуле:

$$F_{ndo} = \frac{(W_{oi}^{\max} - W_{эi}^{\max}) \cdot K_{ac} \cdot \eta_{кнд}}{O_{pi}^{\max}},$$

а, оптимальную площадь орошаемых земель определяют по следующей зависимости:

$$F_{oo} = \frac{(Q_{oi}^{\max} - Q_{эi}^{\max}) \cdot K_{ac} \cdot \eta_{кнд}}{O_{ni}^{\max}},$$

где Q_{oi} – естественный расход реки, м³/с; $Q_{эi}$ – экологический расход реки, м³/га; O_{pi}^{\max} – норма водопотребности растительного покрова сельскохозяйственных угодий, м³; O_{ni}^{\max} – норма водопотребности почвенного покрова сельскохозяйственных угодий, м³/с или дм³/с.

При этом коэффициент синхронности расхода реки и норма удельной водопотребности сельскохозяйственных угодий i -го месяца вегетационного (рассматриваемого) периода определяется по следующим зависимостям:

$$K_{aci} = [(Q_{rai} / Q_{rai}^{\max}) / (O_{pi} / O_{pi}^{\max})]; K_{ani} = [(Q_{rai} / Q_{rai}^{\max}) / (O_{ni} / O_{ni}^{\max})],$$

где Q_{rai}^{\max} – максимальное значение естественного расхода реки в вегетационном (рассматриваемом) периоде, м³/с; O_{pi}^{\max} – максимальная норма водопотребности растительного покрова сельскохозяйственных угодий внутри вегетационного периода, м³/с; O_{ni}^{\max} – максимальная норма водопотребности почвенного покрова сельскохозяйственных угодий внутри вегетационного периода, м³/с.

11. Комплексная оценка экологического, экономического и социального ущерба при антропогенной или хозяйственной деятельности связанная с использованием природных ресурсов для устойчивого развития отраслей экономики определяется по методике Ж.С. Мустафаева [17], где выделяют экономический (\mathcal{E}), социально-экономический (\mathcal{EC}) и социальный (C) ущербы:

$$Y_{\text{щ}} = \mathcal{E} + \mathcal{EC} + C =$$

$$(\mathcal{E}_c + \mathcal{E}_n + \mathcal{E}_d + \mathcal{E}_e) + (\mathcal{EC}_z + \mathcal{EC}_n + \mathcal{EC}_o) + (C_z + C_n + C_{\text{ж}}),$$

где \mathcal{E}_c – потери вследствие недополучения продукции; \mathcal{E}_n – потери от снижения качества продукции; \mathcal{E}_d – затраты на ликвидацию от загрязнения; \mathcal{E}_e – затраты на восстановление или поддержание нормального состояния природной среды; \mathcal{EC}_z – потери в здравоохранении и социальном обеспечении, обусловленные ростом заболеваемости; \mathcal{EC}_n – потери вследствие миграции, вызванной ухудшением состояния природной среды; \mathcal{EC}_o – затраты на дополнительный отдых, необходимый из-за неудовлетворительного состояния природной среды; C_z – эстетические потери, вследствие разрушения природной среды; C_n – психологические потери, вызванные неудовлетворительным состоянием отдыха; $C_{\text{ж}}$ – потери, вызванные ухудшением экологических условий жизнедеятельности членов общества.

Таким образом, следует отметить, что прежде чем планировать ИУВР бассейна трансграничных рек, необходимо ответить на ряд важных

вопросов. А именно о необходимости и целесообразности их использования для устойчивого развития и обеспечения продовольственной безопасности страны.

Выводы. Таким образом, разработанная и предлагаемая система методологического обеспечения может быть использована при планировании и реализации ИУВР.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Будыко М.И., Ронов А.Б., Яншин А.Л. История атмосферы. – Л.: Гидрометеиздат, 1985. – 208 с.
2. Булгаков Н.Г. Экологически допустимые уровни абиотических факторов в водоемах России и сопредельных стран. Зависимость от географических и климатических особенностей // Водные ресурсы. – 2004. – №2. – том 31. – С. 193-198.
3. Владимиров А.М. Гидрологические расчеты. – Л.: Гидрометеиздат, 1990. – 360 с.
4. Данильченко Н.В. Биоклиматическое обоснование суммарного водопотребления и оросительных норм // Мелиорация и водное хозяйство. – 1999. – №4. – С. 25-29.
5. Джени К. Средние величины. – М.: Статистика, 1990. – 341 с.
6. Дэн Тарлок Э. Интегрированное управление водными ресурсами: теория и практика // Научно-практический семинар НАТО Интегрированное управление водными ресурсами на трансграничных бассейнах – межгосударственные и межсекторальные подходы. – Бишкек, 2004. – 23 с.
7. Емельянова В.П., Данилова Г.Н., Родзиллер И.Д. Способ обобщения показателей для оценки качества поверхностных вод // Гидрохимические материалы. – 1980. – Т. 77. – С. 88-96.
8. Ибатуллин С.Р., Мустафаев Ж.С., Койбагарова К.Б. Сбалансированное использование водных ресурсов трансграничных рек. – Тараз, 2005. – 111 с.
9. Иванов Н.Н. Зоны увлажнения земного шара // Изв. АН СССР. Серия география и геофизика. – 1941. – №3. – 15-32.
10. Исаченко А.Г. Экологическая география России. – СПб.: Издательский дом СПбГУ, 2001. – 328 с.
11. Калихман А.Д., Педерсен А.Д., Савенкова Т.П., Сукнев А.Я. Методика «пределов допустимых изменений» на Байкале – участке Всемирного наследия ЮНЕСКО. – Иркутск: Оттиск, 1999.
12. Катализатор реформ: Руководство по разработке стратегии интегрированного управления водными ресурсами (ИУВР) и повышения эффективности водопользования. – Elanders, 2004. – 55 с.

13. Количественные методы в мелиорации засоленных почв – Алма-Ата: Наука, 1974. – 174 с.
14. Методические указания по организации и функционированию подсистемы мониторинга состояния трансграничных поверхностных вод Казахстана / Под ред. М.Ж. Бурлибаева. – Астана: 2012. – 138 с.
15. Моисеенко Т.И. Методические подходы к нормированию антропогенных нагрузок на водоемы Субарктики (на примере Кольского севера) // Проблемы химического и биологического мониторинга экологического состояния водных объектов Кольского севера. – Апатиты: Кольский научный центр, 1995. – С. 7-23.
16. Мустафаев Ж.С. Методологические и экологические принципы мелиорации сельскохозяйственных земель. – Тараз: 2004. – 306 с.
17. Мустафаев Ж.С. Почвенно-экологическое обоснование мелиорации сельскохозяйственных земель в Казахстане. – Алматы: Гылым, 1997. – 358 с.
18. Мустафаев Ж.С., Козыкеева А.Т. О методике экологической оценки природной среды / Проблемы гидротехники и мелиорации земель в Казахстане // Тр. КазНИИВХ. – Алматы: РНИ «Бастау», 1997. – С. 128-133.
19. Мустафаев Ж.С., Козыкеева А.Т., Жидекулова Г.Е., Даулетбай С.Д., Жанымхан К. Прикладная модель геоморфологической схематизации ландшафтных систем речных водосборов // Международный технико-экономический журнал. – 2016. – №3. – С. 59-66.
20. Мустафаев Ж.С., Козыкеева А.Т., Иванова Н.И., Ешмаханов М.К., Турсынбаев Н.А. Оценка техногенной нагрузки на водосборной территории бассейна трансграничной реки Талас на основе интегральных показателей антропогенной деятельности // Известия НАН РК, серия аграрных наук. – 2017. – №2. – С. 48-56.
21. Мустафаев Ж.С., Козыкеева А.Т., Мустафаев К.Ж., Даулетбай С.Д. Моделирование функционирования водосборов бассейна реки Шу при их комплексном обустройстве // Гидрометеорология и экология. – 2014. – №2. – С. 111-122.
22. Мустафаев Ж.С., Козыкеева А.Т., Турсынбаев Н.А. Методологические основы оценки предельно-возможной площади мелиорации земель, формирующейся в результате экологических услуг водных ресурсов трансграничных речных бассейнов // Известия НАН РК, серия геология и технические науки. – 2017. – №5. – С. 156-170.
23. Мустафаев Ж.С., Козыкеева А.Т., Турсынбаев Н.А. Методологическое обоснование экологических услуги природной системы и антропогенной деятельности гидроагрландшафтных систем бассейна трансгра-

- ничной реки Талас // Гидрометеорология и экология. – 2017. – №3. – С. 116-127.
24. Мустафаев Ж.С., Козыкеева А.Т., Турсынбаев Н.А. Обоснование экологических услуг водосбора бассейна трансграничной реки Талас на основе оценки биоклиматического потенциала ландшафтных систем // Известия НАН РК, серия аграрных наук. – 2017. – №4. – С. 57-66.
25. Мустафаев Ж.С., Козыкеева А.Т., Турсынбаев Н.А. Оценка биоклиматического потенциала водосбора бассейна трансграничной реки Талас при комплексном обустройстве // Гидрометеорология и экология. – 2017. – №2. – С. 163-175.
26. Мустафаев Ж.С., Рябцев А.Т. Адаптивно-ландшафтные мелиорации земель в Казахстане. – Тараз: 2012. – 528 с.
27. Орлова И.В. Учет геоэкологических ограничений при территориальном планировании оросительных мелиораций // Научный журнал Российского НИИ проблем мелиорации. – 2014. – №1(13). – С. 147-157.
28. Санитарные правила и нормы охраны поверхностных вод от загрязнения. – М.: Минздрав СССР. –1988. – 74 с.
29. Селянинов Г.Т. Методика сельскохозяйственной характеристики климата // Мировой агроклиматический справочник. – Л.: Гидрометеоздат, 1937.- С. 5-27.
30. Стоящева Н.В., Рыбкина И.Д. Трансграничные проблемы природопользования в бассейне Иртыша // География и природные ресурсы. – 2013. – №1. – С. 26-32.
31. Хачатурьян В.Х., Айдаров И.П. Концепция улучшения экологической и мелиоративной ситуации в бассейне Аральского моря // Мелиорация и водное хозяйство. – 1990. – №12. – С. 5-12; 1991. – №1. – С. 2-9.
32. Шабанов В.В., Маркин В.Н. Эколого-водохозяйственная оценка водных объектов. – М.: МГПУ, 2009. –154 с.
33. Шашко Д.И. Учитывать биоклиматический потенциал // Земледелие. – 1985. – №4. – С. 19-26.
34. Shannon C.E., Warren Weaver. The mathematical theory of communication. Urbana: the University of Illinois Press. – 1949. – 117 p.

Поступила 7.04.18

Техн. ғылымд. докторы	Ж.С. Мұстафаев
Техн. ғылымд. докторы	Ә.Т. Қозыкеева
	А. Арыстанова

**ШЕКАРА АРАЛЫҚ ӨЗЕНДЕР АЛАБЫНЫҢ СУ ҚОРЛАРЫН
ИНТЕГРАЦИЯЛЫҚ БАСҚАРУДЫ ӘДІСТЕМЕЛІК ҚАМТАМАСЫЗ
ЕТУ**

Түйінді сөздер: су қоры, шекара аралық өзен, тұжырымдама, қағидалар, пайдалану, басқару, іске асыру, жобалау, су қорын интеграциялық басқару

БҰҰ-ның Рио-де-Жанейродағы «XXI ғасырдың күн тәртібіндегі» қабылданған тұжырымдамасына сәйкес су қорларын ақылға қонымды, әділетті және әділ пайдалану қағидаларына және Әлемдік Самитте қабылданған Орнықты Даму тұжырымдамасына сүйене отырып су қорларын интеграциялық басқару (СҚИБ) негізінде шекара аралық өзендердің сужинау алабындағы су қорларын интеграциялық басқаруды жоспарлау және іске асырудағы экономикалық, экологиялық және әлеуметтік тұрғыда табиғи жүйенің әлеуметтік қорларын теңгермелік пайдалануды әдістемемен қамтамасыз ету қарастырылған.

Mustafayev ZH.S., Kozykeeva A.T., Arystanova A.

METHODOLOGICAL ENSURING OF INTEGRATED MANAGEMENT OF WATER RESOURCES OF THE BASIN OF TRANSBOUNDARY RIVERS

Keywords: water resources, transboundary rivers, concept, strategy, use, management, implementation, planning, integrated water resources management

Based on the principles of reasonable, equitable and equitable use of water resources in accordance with the concept adopted at Agenda 21 in the UN in Rio de Janeiro and the strategy for integrated water resources management (IWRM) adopted at the World Summit on Sustainable Development (WSSD), developed methodological support for the planning and implementation of integrated water resources management (IWRM) of the catchment area of the transboundary river basin, including the economic, environmental and social aspects of the balances the use of the resource potential of natural systems.