

В. И. УБЕРМАН, канд. техн. наук, вед. научн. сотр., УкрНИИЭП, Харьков;
Л. А. ВАСЬКОВЕЦ, канд. биол. наук, доц., НТУ "ХПИ", Харьков

ЭКОЛОГО–ЭКОНОМИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА СВЕРХНОРМАТИВНЫХ СБРОСОВ ЗАГРЯЗНЯЮЩИХ ВЕЩЕСТВ

Рассматривается способ включения в действующую методику расчета размеров возмещения убытков, причиненных государству сверхнормативными сбросами, характеристик опасности веществ, содержащихся в возвратной воде. Предлагаются подходы, концептуальные модели и расчетные процедуры количественного определения опасности для водопользования многокомпонентных сбросов, соответствующие современным представлениям и повышающие эффективность государственного контроля сбросов возвратных вод. Ил.: 0. Библиогр.: 14 назв.

Ключевые слова: возвратная вода, сбросы, нормативы, убытки, штрафы.

Общая задача исследования и ее актуальность. Заключительным звеном системы государственного регулирования сбросов загрязняющих веществ является установление факта нарушения законодательства об охране и рациональном использовании водных ресурсов и определение размеров возмещения убытков, нанесенных государству в соответствии с Методикой [1]. Методика используется для установления фактов сверхнормативных сбросов загрязняющих веществ, квалификации соответствующих правонарушений и преступлений, обоснования исков о возмещении убытков и др. В частности, на основании Методики только за последние два года различными формами и уровнями судопроизводства Украины принято около 650 решений и постановлений. Однако их анализ показал, что значительная часть исков к водопользователям не получает судебного удовлетворения и государству не возмещаются убытки, связанные с нарушением нормативов сбросов загрязняющих веществ. Это свидетельствует о низком арбитражном эффекте государственного экологического контроля. В связи с этим исследования, направленные на повышение арбитражной эффективности государственного контроля соблюдения установленных нормативов сброса загрязняющих веществ, являются актуальными и практически значимыми.

Общая задача исследования заключается в определении причин низкого арбитражного эффекта экологического контроля сбросов загрязняющих веществ и разработке путей его повышения.

Нерешенные части общей проблемы. Около 90 % нарушений, обнаруженных контролирующими органами, составляют сверхнормативные сбросы загрязняющих веществ с возвратными водами. Они подлежат оценке в соответствии с Методикой. Ее структура включает эколого-контрольную и эколого-экономическую части. Первая часть и связанные с ней проблемы рассматривались в [2]. Основная цель эколого-экономической части – определение размеров возмещения убытков, нанесенных государству вследствие сброса загрязняющих веществ в водный объект с возвратными водами с

превышением предельно допустимого сброса (ПДС). Центральным пунктом в этой части является эколого-экономический эквивалент, который определяется для каждого загрязняющего вещества и обозначается «(гамма) – удельный экономический убыток от загрязнения водных ресурсов, отнесенный к 1 тонне условного загрязняющего вещества, грн/т». Этот эквивалент определяется специфическим для каждого вещества «показателем относительной опасности», вводимым простым соотношением $A_i = 1/ПДК_i$, где «ПДК_{*i*} – безразмерная величина, численно равная ПДК_{*i*} загрязняющего вещества в воде водного объекта соответствующей категории». При дальнейшем использовании каждое A_i умножается на сверхнормативную массу вещества i , а произведения суммируются. Таким образом, относительные опасности всех веществ в составе суммы рассматриваются как однородные (одноприродные).

Наибольшее количество возражений водопользователей в рамках судебных исков, связанных с возмещением убытков, нанесенных государству, концентрируется вокруг указанного эквивалента. Обоснованность, правомерность, научное содержание, методическая и техническая корректность показателя A_i являются наиболее спорными и принадлежат к нерешенным частям указанной проблемы.

Анализ последних результатов и публикаций, в которых начато решение проблемы. Предшественником и прототипом современной Методики является [4]. Именно там содержалось понятие об A_i – показателе относительной опасности веществ, который определяется из соотношения $1/C_{пдк}$, где $C_{пдк}$ – предельно допустимая концентрация этого вещества в соответствии с СанПиН N 4630-88 и Обобщенным перечнем ПДК вредных веществ для воды рыбохозяйственных водоемов. Такой подход игнорирует различную природу и объектную направленность опасности различных загрязняющих веществ. В соответствующих документах Российской Федерации [5,6] экологическая опасность веществ в виде специального отдельного показателя не представлена. Она учитывается иным образом: через таксы для исчисления размера вреда от сброса i -го вредного (загрязняющего) вещества в водные объекты, определяемые в тыс. руб./т в соответствии со специальной таблицей с дифференциацией для определенных интервалов ПДК_{р/х} веществ. Кроме того используется коэффициент, учитывающий интенсивность воздействия вредных (загрязняющих) веществ на водный объект, устанавливаемый в зависимости от кратности превышения фактической концентрацией вредного (загрязняющего) вещества при сбросе над его ПДК_{р/х}. Методика направлена на реализацию директивы Европейского Парламента и Совета [3], однако в тексте последней соответствий не прослеживается.

Цель и задачи исследований. Целью данной работы является обоснование путей и разработка методов улучшения и коррекции эколого-экономической части Методики [1], учитывающих существующие и широко используемые в экологической практике представления об экологической опасности загрязняющих веществ. К основным задачам работы относятся: 1) анализ правомерности, обоснованности и адекватности использованных в Методике понятий и аппарата опасности на основании ПДК веществ; 2) разработка

концептуальной модели и формального аппарата для учета экологической опасности загрязняющих веществ в эколого-экономической части Методики, пригодных для выполнения расчетных процедур оценки установившихся нарушений сброса. Объектом данного исследования служит эколого-экономическая часть базового и измененного варианта Методики [1], а предметами исследования – экологические концептуальные основы, нормативно-методические требования и расчетные соотношения этой части.

Экологическая опасность загрязняющих веществ. При поступлении загрязняющих веществ в водный объект экологическая опасность возникает в результате нарушения нормативов качества воды – ПДК. В [1] оценка экологической опасности сточных вод проводится исходя из ПДК для соответствующего водопользования. Однако расчеты на основе ПДК, независимо от фактической концентрации вещества в сточной воде, не могут характеризовать возвратную воду, т.к. сфера применения нормативов ПДК – вода водных объектов. Это означает, что в Методике нормативы концентраций веществ в воде водного объекта ошибочно применены к сбрасываемой (возвратной) воде. Научно-методическая ошибка приводит к подмене объектной направленности показателя относительной экологической опасности загрязняющих веществ и к нарушению правомерности расчетов экономических убытков нанесенных государству. В тоже время в российских аналогах [5,6] коэффициент интенсивности негативного воздействия является сравнительной (бинарной) характеристикой двух категорий воды, выраженной в кратностях превышения концентраций.

Кроме того, научное содержание экологической опасности обесценивается ошибкой, связанной с размерностью величин в основной формуле (15) Методики: определением ПДК_{*i*}, как безразмерной величины. Эта ошибка присутствовала и в прототипе [4] в течение всего времени его использования. Её природа изложена в работе [7], где было введено понятие «... относительной токсичности загрязняющего вещества *i*, определяемой по значению коэффициента токсичности A_i . Значение коэффициента токсичности A_i выражалось через токсичность сульфата аммония, для которого значение предельно-допустимой концентрации (ПДК) установлено на уровне 1 мг/л: $A_i = \text{ПДК сульфата аммония (мг/л)} / \text{ПДК}_i \text{ (мг/л)}$ ». При этом идет речь о ПДК для рыбохозяйственных водных объектов. То есть, ни о какой безразмерности ПДК_{*i*} в формуле (15) говорить не приходится. Компонента экологической опасности в формуле (15) Методики состоит из «рассчитываемой» (объективной) и «принимаемой» (субъективной) частей. К последней относятся указания: 1) «для веществ с ПДК равной единице и больше в числителе вводится поправочный коэффициент 10 ($A_i = 10/\text{ПДК}$)»; 2) «для веществ, по которым отсутствует величина предельно допустимой концентрации, показатель относительной опасности A принимается равным 500, а при ПДК «отсутствие» – 10000». Второе указание арбитражно наиболее уязвимо, так как с ним связано большинство возражений водопользователей.

Практическое применение Методики сопровождалось серией отраслевых писем 2006–2009 гг. [8], в которых контролирующий орган директивно указывал ПДК загрязняющих веществ в воде водного объекта рыбохозяйственного

водопользования, применяющиеся для определения A_i в формуле (15). В действующем на данное время письме [8] содержатся указания о ПДК наиболее распространенных веществ, нормируемых во всех случаях сброса возвратных вод: растворенный кислород, взвешенные вещества, минерализация, сульфаты, хлориды, азот аммонийный, нитраты, нитриты, фосфаты, нефтепродукты, БПК₅, ХПК. Кроме того указывается, что ПДК «не установлено» для трех веществ азот аммонийный, БПК₅, ХПК, для которых принимается $A_i = 500$.

В Методике присутствует терминологическая путаница, связанная с определением «веществ, по которым отсутствует величина предельно допустимой концентрации», что приводит к неверному установлению показателя относительной опасности A_i . При этом возникают две возможности: 1) ПДК для данного вещества необходима в соответствии со ст. 41 ВКУ, но на данный момент ещё не разработана и не установлена; 2) ПДК для данного вещества не является необходимой, т.е. вещество (показатель) не принадлежит к нормируемым на основании системы ПДК. В директивных письмах вторая возможность игнорируется, а отсутствие ПДК рассматривается как «не установлено», что влечет за собою принятие произвольного и нереально большого значения показателя относительной опасности ($A_i = 500$). В этом случае водопользователь экономически наказывается за совершение искусственного нарушения. В российском аналоге [5] оба варианта различаются.

Из определения рассчитываемой части компоненты экологической опасности следует, что её расчет должен основываться на официальной ПДК. В качестве примера нарушения этого требования можно указать на важный показатель «фосфаты», для которого в [8] директивно указана ПДК=0,17 мг/дм³. Проблемы, связанные с этим показателем, исследованы в [9], где показано, что требование о применении ПДК для водных объектов рыбохозяйственного водопользования для фосфатов на уровне 0,17 мг/дм³ неправомерно, не имеет научного обоснования, основывается на принципиальных ошибках и является ведомственным произволом.

Аналогично, значение ПДК_{р/х} = 1000,0 мг/дм³ для показателя «минерализация» также следует рассматривать как неправомерное, т.к. оно не соответствует законодательным требованиям к порядку определения и установления нормативов ПДК: 1) указанный норматив не разрабатывался и не утверждался для целей регулирования сброса возвратных вод; 2) происхождение норматива не связано со специально уполномоченным органом исполнительной власти по вопросам рыбного хозяйства; 3) отсутствует согласование норматива со специально уполномоченным органом исполнительной власти по вопросам экологии и природных ресурсов; 4) норматив появился в результате превышения полномочий контролирующим органом. Этот вывод подтверждается в табл. 4.1, стр. 25, базового нормативно-справочного источника технической информации [10], где для величины показателя «минеральный состав воды» водоемов рыбохозяйственного назначения используется формула требования «не нормируется».

Применение к «азоту аммонийному» показателя относительной опасности $A_i = 500$ противоречит гидрохимической природе этого вещества, научным данным

и является необоснованным. Соответствующая ПДК должна определяться из $\text{ПДК} = 0,5 \text{ мг/дм}^3$, установленной для аммония солевого, по содержанию азота в ионе аммония NH_4^+ . Она равна 0,39 либо приблизительно $0,4 \text{ мг/дм}^3$.

Ошибочная директива писем о необходимости принимать показатель относительной опасности для БПК₅ $A_i = 500$, основываясь на том, что ПДК для БПК₅ «не установлена». В приложении 1 к [11] указывается, что для нужд рыбного хозяйства БПК_{полн} = $3 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$. Из научной и нормативно-технической литературы известно, что БПК₅ является частью БПП_{полн} \approx БПК₂₀, т.е. БПК₅ < БПК_{полн}. Отсюда следует, что $\text{ПДК}_{\text{р/х}}(\text{БПК}_5) < \text{ПДК}_{\text{р/х}}(\text{БПК}_{\text{полн}}) = 3 \text{ мг/дм}^3$. Таким образом, указанной директивой создается очевидное противоречие: для воды рыбохозяйственного водопользования должно быть $A(\text{БПК}_5) < A(\text{БПК}_{\text{полн}}) = 10 \times 1/3 = 3,333$, тогда как в [9] $A(\text{БПК}_5) = 500$, что невозможно. Поэтому в данной работе предлагается использовать для целей экономического санкционирования $A(\text{БПК}_5) = 3,333$. С указанной выше путаницей в терминах и неоднозначностью их определения связано директивное указание в [8] о принятии показателя относительной опасности для ХПК $A_i = 500$ на основании того, что ПДК для ХПК «не установлена». По своей гидрохимической сути показатель ХПК, также как и БПК, не принадлежит к индивидуальным веществам и не нормируется посредством ПДК веществ. В документе [11] о данном показателе для потребностей рыбного хозяйства указывается «показатель не нормирован», что в соответствии с общепринятым толкованием означает краткую форму от «не нормированный». Отсюда следует, что ХПК для данного вида водопользования нормированию не подлежит. С другой стороны, из научных и технических источников, нормативно-технических и нормативно-методических документов хорошо известно: показатель ХПК учитывает содержание в воде органических веществ, часть которых также определяется и показателем БПК; для одной и той же воды значение показателя ХПК является большим, чем БПК.

В нормативно-правовых документах водопользования установлено следующее отношение к ХПК. В обязательных показателях государственной статистической отчетности по ф. №2ТП-водхоз ХПК не приводится [12] и среди кодов загрязняющих веществ также отсутствует, хотя данный показатель – одна из наиболее распространенных характеристик загрязнения воды. В [13] среди 10 веществ показатель ХПК не содержится. Вместо этого в примечании определяется принадлежность ХПК к физико-химическим показателям, которые обязательно нормируются (установлением ПДС). Наиболее четко противоречия в отношении к ХПК проявились в Налоговом кодексе Украины (НКУ). В его п. 245.1 среди облагаемых налогом наиболее распространенных загрязняющих веществ ХПК не содержится, а сбросы органических веществ облагаются в соответствии с показателем БПК₅ (по ставке 321 грн./т). Налогообложение ХПК по ставкам, приведенным в п. 245.2 для «загрязняющих веществ, которые не вошли в п. 245.1 и на которые установлено предельно допустимую концентрацию либо ориентировочно безопасный уровень воздействия», невозможно, т.к. ПДК или ОБУВ для ХПК при рыбохозяйственном водопользовании отсутствуют. Казалось бы, в таком случае нужно использовать норму п. 245.3 НКУ: за сбросы загрязняющих веществ, на которые не установлено предельно допустимую

концентрацию либо ориентировочно безопасный уровень воздействия, применяются ставки налога с наименьшей величиной предельно допустимой концентрации, приведенной в п. 245.2. Соответствующая ставка составляет 84033 грн./т, т.е. почти в 262 раза больше, чем для БПК₅. Однако применение этого требования приводит к противоречию. Учитывая соотношение БСК<ХСК, следует признать, что в случае использования требований п. 245.3 имеет место: 1) двойное налогообложение сброса одних и тех же органических веществ через БПК₅ и ХПК; 2) неоправданно высокое налогообложение ХПК. Действительно налогообложение сброса одних и тех же органических веществ, определяемых как по БПК₅, так и по ХПК, будет составлять почти $(262+1) \times 341 = 89683$ грн./т. Кроме того, разница ХПК–БПК, суммарно характеризующая неопределенную совокупность органических веществ, часть из которой, возможно, учитывается среди других нормированных веществ, будет облагаться по неоправданно высокой ставке 84033 грн./т. К ХПК необходимо относиться аналогично показателю «минерализация». Последний также включен в [13] и содержит в своём составе отдельные показатели (составляющие минерализации) «сульфаты» и «хлориды». В п. 245.1 НКУ «минерализация» налогом не облагается, тогда как её составляющие «сульфаты» и «хлориды» облагаются по ставкам 23 грн./т. Такой же подход следует соблюдать для пары показателей ХПК и БПК₅.

Информация в [8] о показателе ХПК не соответствует требованиям нормативно-правовых источников и здравому смыслу. А именно: 1) показатель состава и свойств воды ХПК в рассматриваемом случае не является загрязняющим веществом, его использование вызывает двойное (через БПК и через ХПК) и не равноценное возмещение убытка от сброса широкого класса органических веществ одновременно по двум различным «шкалам» (по БПК и ХПК); 2) определение для ХПК предельно допустимой концентрации как «не установлена» влечет за собою важные и экономически тяжелые последствия, является неверным и не принадлежит к полномочиям контролирующего органа; 3) показатель $A_i = 500$ не соответствует действительному гидрохимическому и гидробиологическому значению ХПК для водных экосистем.

Принципы учета экологической опасности загрязняющих веществ. Общепринятым способом совместного учета опасности сброса различных веществ при оценке пригодности воды для различных целей водопользования является рассмотрение веществ в рамках лимитирующих признаков вредности (ЛПВ) [11]. Для воды рыбохозяйственных водоемов принято 5 видов ЛПВ, по которым установлены ПДК [14]: 1) «токс» – токсикологический; 2) «сан–токс» – санитарно–токсикологический; 3) «сан» – санитарный; 4) «орг» – органолептический; 5) «рыб/хоз» – рыбохозяйственный. Далее эти ЛПВ указываются своими номерами i , вещества (показатели) – парой (ij) , а их индивидуальные опасности – A_{ij} , $i = 1, 2, \dots, 5$; $j = 1, 2, \dots, n_i$, где n_i – количество отдельных веществ (показателей) в i -м ЛПВ. С учетом изложенного индивидуальные опасности веществ (показателей) предлагается определять следующим образом:

$$A_{ij} = \begin{cases} 0, \text{ если вещество (показатель) } ij \text{ не нормируется;} \\ 1/\text{ПДК}_{p/x}(ij), \text{ если } \text{ПДК}_{p/x}(ij) < 1; \\ 10/\text{ПДК}_{p/x}(ij), \text{ если } \text{ПДК}_{p/x}(ij) \geq 1; \\ 500, \text{ если } \text{ПДК}_{p/x}(ij) \text{ необходима, но не установлена;} \\ 10000, \text{ если } \text{ПДК}_{p/x}(ij) \text{ установлена как "отсутствие".} \end{cases}$$

Опасности различных веществ в составе одинаковых ЛПВ должны складываться, т.е. однопризнаковая опасность всей массы веществ в составе i -го ЛПВ определяется выражением:

$$GMA_i = (\text{гамма}) \sum_j M_{ij} \times A_{ij},$$

где M_{ij} – масса сверхнормативного сброса вещества (ij), (гамма) – проиндексированный удельный экономический убыток, грн/т, в измененном варианте Методики. Наиболее проблемным является определение комплексной (интегральной) опасности по совокупности ЛПВ. Для этой цели предлагается комплексный показатель, основанный на векторной модели взаимодействия различных ЛПВ, учитывающей местную специфику водопользования при оценке вредного действия многопризнаковой совокупности веществ набором (p_1, \dots, p_5) значений «важности» отдельных ЛПВ следующим образом:

$$GMA = \left(\sum_{i=1}^5 p_i \times GMA_i^2 \right)^{1/2},$$

где GMA – обозначает последний сомножитель в формуле (12) п. 7.1 измененного варианта Методики. В простейшем случае все «важности» одинаковы ($p_i = 1, i = 1, 2, \dots, 5$).

Выводы и направления дальнейших исследований. Основная государственная Методика, в соответствии с которой устанавливаются экономические санкции за нарушения нормативов сбросов загрязняющих веществ, содержит существенные недостатки. Научные, методические и расчетные ошибки в эколого-экономической части Методики связаны с оценкой опасности сбрасываемых веществ для водопользования. Эти недостатки снижают эффективность использования Методики, фактически уничтожают объективность оценки и обесценивают её значение для определения убытков от сверхнормативных сбросов загрязняющих веществ. Указанные в данной работе принципиальные ошибки могут быть устранены лишь при коренной переработке Методики. Предложенные подходы, концептуальные модели и расчетные процедуры для учета и количественного определения экологической опасности многокомпонентных сбросов, позволяют объективно и научно обоснованно применять Методику в системе государственного контроля для определения убытков от сброса загрязняющих веществ с возвратной водой. Дальнейшие исследования в направлении совершенствования Методики должны относиться к величине финансового эквивалента сверхнормативных сбросов веществ.

Список литературы: 1. Методика розрахунку розмірів відшкодування збитків, заподіяних державі внаслідок порушення законодавства про охорону та раціональне використання водних ресурсів (затв. наказом Мінприроди України 20.07.2009 № 389, зареєстр. в Мінюсті України 14

серпня 2009 р. за № 767/16783) (із змінами). **2.** Уберман В. И. Определение и оценка нарушений нормативов сброса возвратных вод / В. И. Уберман, Л. А. Васьковец // Вісник НТУ «ХПІ». – 2012. – Вип. 34. – С. 131–137. **3.** Directive 2006/11/EC of the European Parliament and of the Council of 15 February 2006 on pollution caused by certain dangerous substances discharged into the aquatic environment of the Community (Codified version) // Official Journal of the European Union. – 4.3.2006. – L 64. – P. 52–59. **4.** Методика розрахунку розмірів відшкодування збитків, заподіяних державі внаслідок порушення законодавства про охорону та раціональне використання водних ресурсів (затв. наказом Міністерства охорони навколишнього природного середовища та ядерної безпеки України від 18 травня 1995 року N 37). **5.** Методика исчисления размера вреда, причиненного водным объектам вследствие нарушения водного законодательства (утв. приказ Минприроды РФ от 30 марта 2007 г., зарегистр. в Минюсте РФ 15 мая 2007 г., рег. № 9471). **6.** Методика исчисления размера вреда, причиненного водным объектам вследствие нарушения водного законодательства (утв. приказ Минприроды России от 13 апреля 2009 г. № 87). **7.** Идентификация и оценка источников загрязнения водных объектов («горячих точек») в бассейне Днестра на территории Украины / Романенко В.Д., Афанасьев С. А., Васенко А. Г. и др. / Под ред. А. А. Галяпы. – К. : Изд. ПолиграфКонсалтинг, 2004. – 282 с. **8.** Лист Першого заступника головного державного інспектора України з охорони навколишнього природного середовища від 22.02.2010 р. № 3-8/2541/0/8-10, 239ф, 66, 19853/0/8-09 «Щодо застосування Методики». **9.** Уберман В. И. Нормирование сбросов фосфатов на основе экологических ПДК / В. И. Уберман, Л. А. Васьковец // Вісник НТУ «ХПІ». – 2012. – Вип. 34. – С. 131–137. **10.** Канализация населенных мест и промышленных предприятий: Справочник проектировщика / Лихачев Н. И., Ларин И. И., Хаскин С. А. и др.; под общ. ред. В. Н. Самохина. – 2-е изд., перераб. и доп. – М.: Стройиздат, 1981. – 639 с. **11.** Правила охраны поверхностных вод (типовые положения) (утв. Госкомприроды СССР от 21 февраля 1991 г.). **12.** Інструкція щодо заповнення форми № 2-ТП (водгосп) (затв. наказом Держкомстату України від 30.09.1997 р. № 230, зареєстр. в Міністерстві юстиції України 16 жовтня 1997 р. за № 480/2284). **13.** Перелік забруднюючих речовин, скидання яких нормується (затв. постановою Кабінету Міністрів України від 11 вересня 1996 р. N 1100). **14.** Обобщенный перечень предельно допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно безопасных уровней воздействия (ОБУВ) вредных веществ для воды рыбохозяйственных водоемов / Минрыбхоз СССР, Главрыбвод. – М.: ВНИИРО, 1990. – 47 с.

УДК 504.054;502.34;504.064;504.4.054;351.777.6;628.312.3;349.6

Еколого–економічна оцінка наднормативних скидів забруднюючих речовин / Уберман В. І., Васьковець Л. А. // Вісник НТУ «ХПІ». Серія: Нові рішення в сучасних технологіях. –Харьків: НТУ «ХПІ». – 2012. – №44(950). – С. 79 – 87.

Розглядається спосіб включення у чинну методику розрахунку розмірів відшкодування збитків, спричинених державі наднормативними скидами, характеристик небезпечності речовин у зворотній воді. Пропонуються підходи, концептуальні моделі та розрахункові процедури для кількісного визначення екологічної небезпеки для водокористування багатокомпонентних скидів, що відповідають сучасним уявам та підвищують ефективність державного контролю скидання зворотних вод. Іл.: 0. Бібліогр.: 14 назв.

Ключові слова : зворотна вода, скиди, нормативи, збитки, штрафи.

UDC 504.054;502.34;504.064;504.4.054;351.777.6;628.312.3;349.6

Environmental protection assessment of damages caused by exceedings of limits of polluted substances discharges / Uberman V., Vaskovets L. // Bulletin of NTU “KhPI”. Subject issue : New Decisions of Modern Technologies. – Kharkov : NTU “KhPI”. –2012. – № 44(950)– P. 79 – 87.

Considered the way to include into existing methodology for calculating the size of damages caused to the state from exceedings of limits of polluted substances discharges the characteristics of danger from substances contained in the returned water. Scientific approaches, conceptual models and

computational procedures for quantify risk to waterbody usage caused of multisubstance wastewater discharges, corresponding to modern ideas and improve the efficiency of state control of return water discharges is proposed. Im.: 0. Bibliogr.: 14.

Key words : waste waters, discharges, limits of pollution, damages, penalties.

Надійшла до редакції 15.08.2012

УДК 547.495:547.93

В. Г. ШТАМБУРГ, д-р хим. наук, проф., ГВУЗ «УГХТУ», Днепропетровск;

О. В. ШИШКИН, д-р. хим. наук, проф, ГНУ НТК «Институт монокристаллов» НАН Украины, Харьков;

А. В. ЦЫГАНКОВ, канд. хим. наук, доц., Кировоградская летная академия НАУ;

Р. И. ЗУБАТЮК, ст. научн. сотр. ГНУ НТК «Институт монокристаллов» НАН Украины, Харьков;

Е. А. КЛОЦ, канд. хим. наук, доц., Кировоградский национальный университет им. В. Винниченко;

В. В. ШТАМБУРГ, канд. хим. наук, ст. препод., НТУ «ХПИ», Харьков

ВЛИЯНИЕ ПРИРОДЫ АЛКОКСИГРУППЫ ПРИ АТОМЕ АЗОТА НА ПРОТЕКАНИЕ АЛКОГОЛИЗА *N*-ХЛОР-*N*-АЛКОКСИМОЧЕВИН И *N*-АЦИЛОКСИ-*N*-АЛКОКСИМОЧЕВИН

Установлено, что природа алкоксигруппы при атоме азота в *N*-ацилокси-*N*-алкоксимочевинах, оказывает заметное влияние на строение этих соединений, в частности на степень пирамидальности и конформацию молекулы, что, соответственно, влияет, в отдельных случаях, на их химические свойства, а именно на возможность протекания нуклеофильного замещения у атома азота при изопропанолизе. Ил.: 10 Библиография : 9.

Ключевые слова: *N*-хлор-*N*-алкоксимочевины, *N*-ацилокси-*N*-алкоксимочевины, нуклеофильное замещение, реакции алкоголиза, *N,N*-диалкоксимочевины.

Вступление: В *N*-хлор-*N*-алкоксимочевинах [1-4] и *N*-ацилокси-*N*-алкоксимочевинах [2] атом хлора и ацилоксигруппа, соответственно, обладают

«анионной подвижностью», то есть являются потенциальными нуклеофугами в реакциях данных соединений с нуклеофильными реагентами, например со спиртами. Возможность нуклеофильного замещения как атома хлора, так и ацилоксигруппы обусловлена орбитальным взаимодействием (аномерным эффектом) $n_{O(Alk)} \rightarrow \sigma^*_{N-X}$, где $X = Cl, OS(O)R$ [5, 6], которое дестабилизирует связь N-X (рис 1).

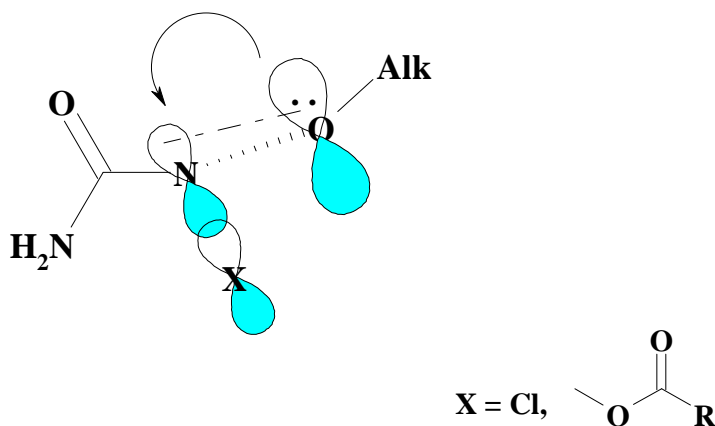


Рис. 1. Аномерный эффект в *N*-*X*-*N*-алкоксимочевинах [5, 6] $n_{O(Alk)} \rightarrow \sigma^*_{N-Cl}$