

ВПЛИВ ДНОПОГЛИБЛЮВАЛЬНИХ РОБІТ НА ГІДРОЕКОСИСТЕМУ ОПЕРАТИВНОЇ АКВАТОРІЇ МИКОЛАЇВСЬКОГО КАЛІЙНОГО ТЕРМІНАЛУ “НІКА-ТЕРА”

І.М. Шерман, С.В. Кутіщев, П.С. Кутіщев, І.А. Лобанов

Херсонський державний аграрний університет

Представлено результати досліджень з вивчення екологічної ситуації гідроекосистеми Бузького лиману в районі проведення днопоглиблювальних робіт Миколаївського калійного терміналу “НІКА-ТЕРА”. Теоретично розраховані збитки, завдані гідробіоресурсам, та запропоновані шляхи їх компенсації.

Дніпровсько-Бузький лиман є складовою частиною загальної Дніпровсько-Бузької естуарної екосистеми і перебуває під значним антропогенним тиском, основним чинником якого є скидання забруднених вод, інтенсивне судноплавство, яке супроводжується необхідністю постійного проведення днопоглиблювальних робіт у морських судноплавних каналах та скиданням ґрунтів. Окрім того, в лимані понад три десятиріччя проводиться розробка пісків Південно-Бузького родовища, яка теж супроводжується вийманням та переміщенням ґрунтів, що погіршує стан гідроекосистем.

У минулому Дніпровсько-Бузька екосистема була однією з найпродуктивніших за показниками рибопродукції у світі. В 30-х роках ХХ ст. її середня промислова рибопродуктивність становила 72–80 кг/га за окремими роками, тобто наближалась до найвищого рівня промислової рибопродуктивності Азовського моря за аналогічний період [1, 2]. Сьогодні, крім постійно діючого антропогенного фактора, пов’язаного зі скидом води з мосту Миколаєва та Херсона, проводяться днопоглиблювальні роботи, які негативно впливають на Дніпровсько-Бузьку естуарну екосистему, погіршуючи кисневий режим і якість води. При цьому знижуються показники продукції основних груп кормових гідробіонтів, що у свою чергу є об’єктивною причиною різкого зниження чисельності та збіднення видового складу риб. Днопоглиблення знищує природні нерестові площі, де з давніх часів не-

рестилися такі цінні види риб, як осетер, лящ, тараня, сазан, шемая, судак.

У результаті проведення спеціальних досліджень у 2003–2006 роках були біологічно обґрунтовані та визначені теоретично можливі обсяги шкоди, заподіяної проведенням технологічних операцій.

Загальна мета досліджень полягала у визначенні фактичної середньорічної шкоди, заподіяної проведенням днопоглиблювальних робіт у Бузькому лимані, розробці заходів мінімізації негативного впливу та компенсації збитків Дніпровсько-Бузькій екосистемі.

МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ

Дослідження передбачали вивчення фізико-хімічного режиму акваторій та гідробіологічних параметрів середовища, видового складу і стану іхтіофауни. Дослідження супроводжувалися систематичним контролем за абіотичними і біотичними параметрами середовища. Гідрохімічні та гідробіологічні (за винятком бентосу) дослідження проб проводили в лабораторії Херсонського ДАУ за загальноприйнятими методиками [3–6]. Контрольні лови здійснювалися за допомогою дрібночарункового неводу. В процесі іхтіологічних досліджень рибу зважували і вимірювали за методикою, запропонованою І.Ф. Правдіним [7]. При визначенні вікової структури популяції використовували методики, запропоновані В.Л. Брюзгіним та Н.І. Чугуновою [8, 9].

При розрахунках збитків, нанесених екосистемі Бузького лиману, були ви-

користані “Временная методика оценки ущерба, наносимого рыбным запасам в результате строительства, реконструкции и расширения предприятий, сооружений и других объектов и проведения различных видов работ на рыбохозяйственных водоемах”, М., 1989 г. [10], “Порядок установления нормативов сбора за загрязнение окружающей среды и взыскание этого сбора”, утвержденный Постановлением Кабинета Министров Украины № 303 от 1.03.1999 г. [11] і “Инструкция о порядке расчета и уплаты сбора за загрязнение окружающей природной среды” № 162/379 от 19.07.99 г. [12].

РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕНЬ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

Бузький лиман характеризується досить складною динамікою водних мас. У ньому простежуються всі відомі та характерні для континентальних водойм види руху води, зокрема такі типи течій, як стокові, вітрові, компенсаційні, градієнтні, сейшеві, приливні. Серед найбільш важливих факторів, які забезпечують рухомість водяних мас лиману, слід відзначити приток річної води, згінно-нагінні явища, приливні денівеляції рівня води в прилеглий частині Чорного моря та режим вітрових явищ. Важливу роль у формуванні гідродинамічного режиму Бузького лиману в різні періоди його існування відіграють вітрові (дрейфові) течії. Маючи широку акваторію, в ли-

мані навіть за незначних вітрів, напруження на водну поверхню приводить у рух верхні шари води. За середніх вітрів швидкість дрейфових течій може сягати 5–10 см/с; під час посилення вітру до 10–15 м/с водянні маси лиману на верхніх горизонтах дрейфують зі швидкістю 20–30 см/с.

Хімічний режим Бузького лиману відрізняється складними природними процесами та специфічними особливостями, пов'язаними з проміжним становищем у системі річка–море. Основними факторами формування хімічного режиму є місцеві гідрометеорологічні умови. Глибини на досліджуваних акваторіях коливались від 1,5 до 12 м. У кінці весняного періоду мілководні ділянки характеризувалися високими показниками рН (до 8,3), що зумовлено інтенсивним “цвітінням” води. При цьому концентрація розчиненого у воді кисню була у межах від 7,2 до 16,53 мг/дм³. Такі коливання залежали в основному від рівня розвитку фітопланктону та кількості завислих у воді речовин. У літній період відмічали деяке зниження кількості розчиненого у воді кисню, але насиченість ним води не знижувалася нижче 50%, що відповідало середньому рівню для акваторії.

На глибоководних ділянках кисневий режим істотно відрізнявся від мілководних. Як у кінці весни, так і влітку спостерігалась чітко виражена вертикальна стратифікація кисню (табл. 1).

Таблиця 1. Динаміка вертикальної стратифікації кисню (O₂) на оперативній акваторії лиману, мг/дм³

Дата	Глибина, м						
	Поверхня	1,0	2,0	4,0	6,0	9,0	12,0
20.03.2003	13,4	12,8	15,91	14,72	9,67	3,43	1,25
15.05.2003	9,9	9,7	6,93	6,00	0,28	0,14	0,00
07.07.2003	11,3	10,4	8,44	8,0	1,2	0,8	0,00
13.09.2003	9,8	9,8	9,1	8,8	8,5	3,1	0,2
25.11.2003	10,5	8,6	8,5	8,1	7,6	2,4	0,1
05.02.2004	16,53	15,91	15,91	14,72	9,67	3,43	1,25
08.03.2004	8,50	8,50	6,93	6,00	0,28	0,14	0,00
10.07.2004	10,32	9,16	8,44	8,0	1,2	0,8	0,00
05.02.2005	10,3	9,8	9,1	8,8	8,5	3,1	0,2

Дата	Глибина, м						
	Поверхня	1,0	2,0	4,0	6,0	9,0	12,0
06.06.2005	9,5	8,6	8,5	8,1	7,6	2,4	0,1
08.07.2005	8,3	7,9	7,2	6,3	3,9	1,8	0,00
11.09.2005	13,6	12,7	10,3	8,1	4,4	1,6	0,00
12.04.2006	11,4	9,3	9,0	7,3	6,9	3,8	0,17
7.06.2006	10,6	8,9	8,1	6,2	5,7	2,9	0,07
15.08.2006	9,2	8,3	7,8	6,8	4,2	2,0	0,3
22.10.2006	12,5	11,6	9,8	7,6	4,5	1,7	0,01

Аналізуючи фактичні показники трофічних досліджень, слід наголосити на тому, що в придонних шарах води кисень майже відсутній. В сольовому режимі протягом 2006 р. значної різниці залежно від глибин порівняно з 2004 р. не простежувалося. Загальна мінералізація на всій обстежуваній акваторії змінювалася від 3178,5 до 3323,4 мг/дм³ і підвищення її проходило від поверхні до дна. З аніонів найвища концентрація була у хлоридів (1508–1541,4 мг/дм³). Кількість гідрокарбонатних іонів становила 260–300, сульфатних — 180–250 мг/дм³. З катіонів переважали Na та K — 1108–1142 мг/дм³, кількість Ca була 100, Mg — 120–150 мг/дм³. Вода відповідала хлоридно-натрієвому класу. Влітку загальна мінералізація підвищувалася майже в 2 рази і коливалася від 4300 до 5442 мг/дм³, при цьому максимальні показники були відмічені на глибинах вище 11 м. Підвищення мінералізації зумовлювалось в основному зростанням кількості хлоридів і сульфатів та іонів Na⁺. Стратифікація водних мас за солоністю в літній період була виражена досить чітко. Слід відзначити, що різке зростання мінералізації води простежувалось від 6 м до придонних шарів води на максимальних глибинах (табл. 2).

Концентрація біогенних елементів перебувала на досить низькому рівні для всіх дослідних станцій, що свідчить, по-перше, про велику швидкість деструкційних процесів у водоймі, а, по-друге, про відносно низький рівень евтрофікації досліджуваної акваторії. Макси-

мальна зареєстрована концентрація: фосфатів — 0,11, амонійного азоту — 0,12 мг/дм³. Нітрити були на рівні 0,56–0,64, нітрати — 0,21–0,40 мг/дм³.

Аналіз фізико-хімічних показників досліджуваних акваторій свідчить, що в районі проведення днопоглиблювальних робіт фізико-хімічні параметри погіршувались. Встановлено, що вміст кисню при поглибленні знижувався до 0, мінералізація води влітку підвищувалася на глибинах від 6 до 12 м до 5–6 г/дм³, що призводило до негативних наслідків, пов'язаних з погіршенням екологічної ситуації не тільки в районі проведення днопоглиблювальних робіт, а і в регіоні в цілому.

У районах проведення днопоглиблювальних робіт та прилеглих акваторій була зроблена порівняльна характеристика розвитку основних груп їх гідробионтів. У процесі проведення моніторингу досліджувалися продуценти, представлені фітопланктоном, і консументи — зоопланктон і зообентос, макрофіти були практично відсутні.

Фітопланктон Бузького лиману в районі піщаного плато був представлений 174 таксонами водоростей. Весною 2003–2006 років у фітопланктоні в районі проведення досліджень домінували діатомові (62–78%). Влітку — синьозелені водорості, які становили 48–50,6% усього фітопланктону, а діатомові — 25–31%. Восени частка синьозелених водоростей підвищувалася до 37,2–44,5%, а діатомові були на рівні 26,3–32,8%.

На ділянках, де проводили роботи, пов'язані з видобутком піску, весною

Таблиця 2. Стратифікація водних мас за солоністю в районі проведення днопоглиблювальних робіт за 2003–2006 роки

Весна		Літо		Осінь	
Горизонт, м	Мінералізація, мг/дм ³	Горизонт, м	Мінералізація, мг/дм ³	Горизонт, м	Мінералізація, мг/дм ³
2003 р.					
0,05	819	0,05	934	0,05	812
1,0	994	2,0	1011	2,0	976
3,0	1068	3,0	1789	3,0	1234
7,0	1876	7,0	3654	6,0	2987
11,0	2967	11,0	4334	11,0	3178
2004 р.					
0,05	885	0,05	992	0,05	904
1,0	1122	2,0	1012	2,0	1044
3,0	1253	3,0	1422	3,0	1235
7,0	2987	7,0	3544	6,0	2896
11,0	3065	11,0	4300	11,0	3110
2005 р.					
0,05	768	0,05	901	0,05	897
2,0	923	2,0	1154	2,0	1124
3,0	1432	3,0	1653	3,0	1236
7,0	2765	7,0	4762	6,0	2687
11,0	3239	11,0	5442	11,0	3323
2006 р.					
0,05	874	0,05	900	0,05	912
2,0	967	2,0	995	2,0	1032
3,0	1189	3,0	1328	3,0	1237
7,0	2798	7,0	3987	7,0	2658
11,0	3185	11,0	4824	11,0	3126

діатомові становили 75–80% загальної біомаси, влітку в районі піщаного кар'єру домінували евгленові (29,3–36%) та пірофітові водорості (37,8–48%), восени частка евгленових уже була 45–56%, а синьозелених — 59,3–70% (табл. 3).

Восени зі зниженням температури та встановленням вираженої гомотермії водна товща досить інтенсивно перемішувалась, різниця у кількості біомаси на поверхні і у придонних шарах води зникала. Аналіз рівня розвитку фітопланктону на різних ділянках піщаного кар'єру свідчить, що у місцях безпосереднього добування піску розвиток його пригнічувався через підвищення у воді кількості завислих речовин, але у поверхневих

шарах інтенсивність “цвітіння” води була досить високою, особливо восени, коли стік каламутної води з полів наміву піску поступово знижується до 0.

Показники біомаси фітопланктону за весь період проведення досліджень на акваторії підхідного каналу наведені в табл. 4.

Таким чином, оцінюючи фактичні показники розвитку фітопланктону, доходимо висновку, що в місцях безпосереднього добування піску кількісні та якісні показники розвитку фітопланктону поступово знижуються, що пояснюється наявністю у воді значної кількості завислих речовин. На мілководних ділянках до 1 м кількісні показники розвитку фі-

Таблиця 3. Вертикальний розподіл фітопланктону на глибоководній ділянці піщаного кар'єру за 2003–2006 роки

Весна		Літо		Оснь	
Горизонт, м	Чисельність, млн кл./м ³ на біомасу, г/м ³	Горизонт, м	Чисельність, млн кл./м ³ на біомасу, г/м ³	Горизонт, м	Чисельність, млн кл./м ³ на біомасу, г/м ³
2003 р.					
0,05	<u>38233,7</u> 4,34	0,05	<u>15674,2</u> 24,33	0,05	<u>34743</u> 3,67
1,0	<u>28765,0</u> 4,10	2,0	<u>10543,2</u> 15,31	2,0	<u>19978</u> 3,83
3,0	<u>1036,6</u> 2,73	3,0	<u>4234,0</u> 3,6	3,0	<u>13245</u> 2,29
7,0	<u>2144</u> 0,30	7,0	<u>712,4</u> 0,25	6,0	<u>1653</u> 0,26
11,0	<u>1382</u> 0,22	11,0	<u>368,3</u> 0,09	11,0	<u>3829</u> 0,03
2004 р.					
0,05	<u>68075,0</u> 3,246	0,05	<u>2758,2</u> 4,987	0,05	<u>2745</u> 0,180
1,0	<u>10512,0</u> 4,108	2,0	<u>5002,3</u> 1,459	2,0	<u>3978</u> 0,231
3,0	<u>984,6</u> 0,736	–	–	3,0	<u>3245</u> 0,297
7,0	<u>2144</u> 0,804	–	–	6,0	<u>1653</u> 0,049
11,0	<u>2382</u> 1,223	11,0	<u>995,4</u> 0,238	11,0	<u>829</u> 0,20
2005 р.					
0,05	<u>74536,4</u> 4,12	0,05	<u>13652,2</u> 19,23	0,05	<u>9523,3</u> 6,23
2,0	<u>4321,3</u> 3,2	2,0	<u>6543,2</u> 7,31	2,0	<u>4871,1</u> 3,82
3,0	<u>1811,2</u> 0,74	3,0	<u>2231,0</u> 3,1	3,0	<u>1973,2</u> 2,81
7,0	<u>612,1</u> 0,28	7,0	<u>812,1</u> 0,36	7,0	<u>601,8</u> 0,51
11,0	<u>212,4</u> 0,1	11,0	<u>350,3</u> 0,12	11,0	<u>234,35</u> 0,2
2006 р.					
0,05	<u>6672,0</u> 4,9	0,05	<u>11354,2</u> 19,23	0,05	<u>9013,1</u> 12,065
2,0	<u>4312,5</u> 2,9	2,0	<u>5387,2</u> 5,31	2,0	<u>4849,8</u> 4,105

Весна		Літо		Осінь	
Горизонт, м	Чисельність, млн кл./м ³ на біомасу, г/м ³	Горизонт, м	Чисельність, млн кл./м ³ на біомасу, г/м ³	Горизонт, м	Чисельність, млн кл./м ³ на біомасу, г/м ³
3,0	<u>1118,2</u> 0,74	3,0	<u>1916,0</u> 3,1	3,0	<u>1517,1</u> 1,92
7,0	<u>528,1</u> 0,28	7,0	<u>613,1</u> 0,36	7,0	<u>570,6</u> 0,32
11,0	<u>118,4</u> 0,1	11,0	<u>350,3</u> 0,12	11,0	<u>234,35</u> 0,2

Таблиця 4. Динаміка кількісних показників фітопланктону акваторії підхідного каналу за 2004–2006 роки

№ станції	Фітопланктон	
	Чисельність, млн екз./м ³	Біомаса, г/м ³
2004 р.		
1	7116,0	2,46
2	7232,1	2,53
3	8565,0	3,18
Середнє	7786,0	2,48
2005 р.		
1	1232,3	3,67
2	1412,4	4,21
3	1012,3	2,91
Середнє	1219,1	3,60
2006 р.		
1	1232,3	2,58
2	1412,4	3,71
3	1012,3	2,57
Середнє	1219,1	2,9

топланктону в десятки разів вищі, ніж у місцях безпосередньої розробки ґрунту, що свідчить про негативні наслідки, які спричиняє проведення днопоглиблювальних робіт на розвиток фітопланктону.

У зоопланктоні досліджуваних акваторій з 27 визначених видів зоопланктерів 7 видів становили коловертки, 6 — гіллястовусі, 7 — веслоногі. В угрупованні переважали прісноводні форми (53–67%). За період досліджень 2003–2006 роки в

зоопланктоні за чисельністю домінували коловертки (45–49%) та веслоногі (15–19%). Основу біомаси влітку становили гіллястовусі (32,4–39%), хоча за чисельністю не перевищували (16–21%). Середньосезонні кількісні показники динаміки розвитку зоопланктону на акваторії підхідного каналу в районі проведення днопоглиблювальних робіт коливались від 1,22 г/м³ у 2003 р. до 2,9 г/м³ у 2005 р., а на акваторії, прилеглий до каналу, — від

3 г/м³ у 2004 р. до 6,1 г/м³ у 2003 р., що свідчить про значне зниження чисельності і біомаси зоопланктону в районі днопоглиблювальних робіт (табл. 5).

Таблиця 5. Динаміка середньосезонних кількісних показників розвитку зоопланктону за 2003–2006 роки

Місце відбору проб	№ станції	Зоопланктон	
		Чисельність, тис. екз./м ³	Біомаса, г/м ³
Канал	2003 р.		
	1	70,2	2,87
	2	49,7	1,88
	3	32,4	1,22
	Середнє	50,7	1,99
	2004 р.		
	1	54,7	2,18
	2	39,8	1,75
	3	43,6	2,02
	Середнє	46,0	1,98
	2005 р.		
	1	84,3	2,9
	2	60,1	2,5
	3	42,3	1,9
	Середнє	62,2	2,4
	2006 р.		
1	63,5	2,1	
2	48,2	1,6	
3	29,3	1,3	
Середнє	47,0	1,6	
Акваторія, прилегла до каналу	2003 р.		
	1	137,6	4,5
	2	184,3	6,1
	3	156,1	5,7
	Середнє	139	5,4
	2004 р.		
	1	121,4	3,5
	2	187,5	5,8
	3	112,9	3,0
	Середнє	143,6	4,1

Місце відбору проб	№ станції	Зоопланктон	
		Чисельність, тис. екз./м ³	Біомаса, г/м ³
Акваторія, прилегла до каналу	2005 р.		
	1	97,3	3,4
	2	136,8	4,9
	3	152,1	5,1
	Середнє	128,7	4,4
	2006 р.		
	1	119,4	3,3
	2	135,6	4,0
	3	166,8	4,8
	Середнє	137,2	4,0

Зообентос лиману був представлений переважно такими фауністичними групами: поліхети, олігохети, молюски, гамариди, корофеїди, хірономіди. Всього було визначено 45 видів, з яких за період досліджень 2003–2006 років (52–61%) були представлені прісноводними видами. Найбільший показник середньосезонної чисельності та біомаси зообентосу був зафіксований у 2004 р. на ст. № 1 і становив за чисельністю 626 тис. екз./м² найбільшу біомасу — 2,9 г/м². Найменший показник був відмічений на ст. № 3 і дорівнював за чисельністю 301 тис. екз./м² — 2,9 г/м². Середньосезонні показники біомаси зообентосу коливались за роками від 4,9 до 8,6 г/м². Видове різноманіття було представлене личинками хірономід, олігохет та поліхет, у незначній кількості зустрічались гамариди, корофеїди, кумові, молюски та ін. Кількісні показники розвитку зообентосу наведено в табл. 6.

Аналіз динаміки біомаси розвитку бентичних організмів на ділянках акваторії, прилеглої до каналу, свідчить, що в районі проведення днопоглиблювальних робіт бентичні організми повністю зникають, а в районах прилеглих акваторій демонструють певний розвиток та видове різноманіття, виступаючи при цьому як високоякісний харчовий компонент для груп риб, основу раціону яких становить

Таблиця 6. Динаміка середньосезонних кількісних показників розвитку зообентосу в районі акваторії, прилеглої до каналу за 2003–2006 роки

№ станції	Зообентос	
	Чисельність, екз./м ²	Біомаса, г/м ²
2003 р.		
1	458	4,3
2	231	5,4
3	512	5,2
Середнє	430	4,9
2004 р.		
1	626	9,13
2	712	8,12
3	569	8,56
Середнє	664	8,6
2005 р.		
1	367	3,9
2	521	5,4
3	301	2,9
Середнє	396,3	4,0
2006 р.		
1	415	4,6
2	567	6,1
3	638	7,8
Середнє	543	6,1

зообентос. Водночас слід зазначити, що кількісні показники динаміки розвитку бентосних організмів мають тенденцію до поступового зменшення за роками на прилеглих акваторіях, що може бути пояснене розповсюдженням завислих частин.

Сьогодні не викликає сумнівів і зрозуміло, що днопоглиблювальні роботи негативно впливають як на кормову базу риб (планктонні і донні організми), так і безпосередньо на їхтіофауну, завдають істотної шкоди рибним запасам Дніпровсько-Бузької гирлової області.

Від вилучення зі значних площ піщано-черепашкової суміші постраждали переважно напівпрохідні риби, широко представлені в Дніпровсько-Бузькій гирловій області: тарань, лящ, рибець, судак, частково сазан, нерестовища яких містилися в цьому районі і частина яких була знищена в процесі вилучення піску і ракуші. Завдано збитку кормовим гідробіонтам (зоопланктону і зообентосу), що негативно позначається на умовах нагулу молоді і певних дорослих особин.

На досліджуваній акваторії внаслідок проведення днопоглиблювальних робіт створюються характерні, але не природні і достатньо складні гідрофізичні і гідрохімічні режими. Навіть протягом одного року тут змінюється мінералізація води, мутність, сольова і температурна стратифікація. Усі ці фактори відбиваються на якості і кількісному стані їхтіофауни. У зонах з підвищеною солоністю зустрічаються не тільки солонуватоводні, а і типово морські форми гідробіонтів, у тому числі і риби.

Вилучення ґрунту супроводжується збільшенням мутності і порушенням рельєфу дна, що переважно негативно впливає на цьоголітню молодь, менше на дорослих особин ряду видів риб.

Поряд з цим на місцях ґрунторозробки безпосередньої загибелі молоді риб візуально не спостерігалася, але дослідженнями минулих років була відзначена різниця в якісному складі і кількості молоді в місцях роботи земснаряду і безпосередньо поза зоною проведення днопоглиблювання. Як правило, в зоні роботи земснарядів виявляли лише молодь малоцінних у харчовому відношенні видів риб: атерину, бичків пісочника

і кругляка, а поза цією зоною постійно спостерігалася присутність молоді цінних видів риб: тарані, ляща і карася сріблястого.

Водночас встановлено, що найбагатший видовий склад молоді риб спостерігався на ділянках піщаного плато, на яких не проводилися розробки. Саме тут зустрічалася молодь майже всіх основних видів, типових для Бузького лиману.

Вище зазначалося, що мілководдя прибережної зони лиману є місцем нересту багатьох промислових видів риб. Саме там розташовані місця нагулу їхньої молоді. Істотне збільшення глибин (до 6–12 м) спричиняє зникнення нерестовищ, погіршення температурного і газового режимів, зниження біомаси зоопланктону потенційного корму для молоді риб у період раннього постембріогенезу.

Матеріали щодо кількісного обліку молоді, плодючості основних промислових видів риб, їх кормової бази, одержані, включаючи район Ожарської коси і піщане плато в районі Жовтневого, стали основою для орієнтовного розрахунку збитків, завданих рибним запасам Бузького лиману днопоглиблювальними роботами.

Характеризуючи біологічний стан популяцій цінних у харчовому відношенні риб, слід наголосити на тому, що в районі проведення днопоглиблювальних робіт були створені всі необхідні природні передумови для їх відтворення, а віковий та статевий стан вищерозглянутих популяцій дає змогу реалізувати їх потенційні можливості з відтворення в районі природних нерестовищ, які сьогодні руйнуються через днопоглиблення.

ВИСНОВКИ

Бузький лиман у районі проведення днопоглиблювальних робіт перебуває під значним антропогенним впливом, який призводить до негативних наслідків, що виявляються в порушенні розподілення глибин, газообміні розроблюваних зон, погіршенні гідрохімічного режиму, який безпосередньо впливає на кормові ресурси акваторій, де проводяться днопоглиблювальні роботи.

Скорочення мілководних площ, які виконують важливу роль у самоочищенні

водних мас і виступають нерестовищами для цінних промислових видів риб, погіршує якість води, спричиняє шкоду рибним запасам, порушуючи їх нерестилища та повністю чи частково знищуючи кормову базу.

Збитки рибному господарству за рахунок втрати нерестових площ у 2003 р. в грошовому виразі становили 2403 грн, в 2004 р. — 3657, в 2005 р. — 3500,

в 2006 р. — 2004 грн. Збитки, завдані водним біоресурсам від розробки ґрунту в 2003 р. були на рівні 4890 грн, в 2004 р. — 5760, в 2005 р. — 6320, в 2006 р. — 5152 грн. Для компенсації шкоди вважаємо за доцільне направити вказані кошти на підприємства, що вирощують рибопосадковий матеріал, випуск якого в водойму допоможе компенсувати втрати екосистеми Бузького лиману.

ЛІТЕРАТУРА

1. Жукинский В.Н. и др. Днепровско-Бугская эстуарная экосистема. — К.: Наук. думка, 1989 — 240 с.
2. Амброз А.И. Рыбы Днепра, Южного Буга и Днепровско-Бугского лимана. — К.: Изд-во АН УССР, 1956. — 405 с.
3. Жукинский В.Н. Принципы и опыт построения экологической классификации качества поверхностных вод суши // Гидробиол. журн. — 1981. — Т. 17. — № 2. — С. 38–49.
4. Винберг Г.Г. Первичная продукция водоемов. — Минск: АН БССР, 1960. — 329 с.
5. Кисилев И.А. Методы исследования фитопланктона // Жизнь пресных вод СССР. — М.: АН СССР, 1956. — Т. 4, 4.1. — С. 183–256.
6. Мордухай-Болтовской Ф.Д. Материалы по среднему весу водных беспозвоночных бассейна Дона // Тр. проблем. и тематит. совещ. 2. Проблема гидробиологии внутренних вод. — М.; Л.: АН СССР, 1954. — С. 223–241.
7. Правдин Н.Ф. Руководство по изучению рыб. — М.: Пищевая промышленность. — 1966. — 375 с.
8. Чугунова Н.И. Руководство по изучению возраста и роста рыб. — М., 1959. — 164 с.
9. Брюзгин В.Л. Методы изучения роста рыб по чешуе, костям и отолитам. — К.: Наукова думка. — 1969. — 187 с.
10. “Временная методика оценки ущерба, наносимого рыбным запасам в результате строительства, реконструкции и расширения предприятий, сооружений и других объектов и проведения различных видов работ на рыбохозяйственных водоемах”. — М., 1989 г.
11. “Порядок установления нормативов сбора за загрязнение окружающей среды и взыскание этого сбора”: Постановление Кабинета Министров Украины № 303 от 1.03.1999 г.
12. “Порядок установления нормативов сбора за загрязнение окружающей среды и взыскание этого сбора”: Постановление Кабинета Министров Украины № 303 от 1.03.1999 г.

ВЛИЯНИЕ ДНОУГЛУБИТЕЛЬНЫХ РАБОТ НА ГИДРОЭКОСИСТЕМУ ОПЕРАТИВНОЙ АКВАТОРИИ НИКОЛАЕВСКОГО КАЛИЙНОГО ТЕРМИНАЛА “НИКА-ТЕРА”

И.М. Шерман, С.В. Кутіщев, П.С. Кутіщев, І.А. Лобанов

Отражены результаты исследований по изучению экологической ситуации гидроэкосистемы Бугского лимана в районе проведения дноуглубительных работ Николаевским калийным терминалом “НИКА-ТЕРА”. Теоретически рассчитаны убытки, нанесенные гидробиоресурсам и предложены пути их компенсации.

INFLUENCING OF DREDGING WORKS ON OPERATIVE AQUATORIUM HYDROECOSYSTEM OF THE MYKOLAIV POTASSIUM TERMINAL “NIKA-TERA”

I.M. Sherman, S.V. Kutischev, P.S. Kutischev, I.A. Lobanov

The study reveals results of researching the ecological state of the Bug estuary hydrosystem in the zone of bottom excavation operations conducted by the potassium terminal “NIKA-TERA”. Damages to the hydroecosystem are theoretically grounded and calculated; ways of paying the damages are proposed.