

М.М. Эль-Шик, В.А. Эль-Шоуни,
М.Е.Н. Осман, Е.В.Е. Эль-Гаммаль

**ОЧИСТКА БЫТОВЫХ И ПРОМЫШЛЕННЫХ
СТОЧНЫХ ВОД С ПОМОЩЬЮ ЦИАНОБАКТЕРИЙ
NOSTOC MUSCORUM И *ANABAENA SUBCYLINDRICA***

Кафедра ботаники, факультет естественных наук, университет,
г. Танга, Египет
mostafaelsheekh@yahoo.com

Исследованы потенциальные возможности двух цианобактерий Nostoc muscorum и Anabaena subcylindrica и их смеси по очистке бытовых и промышленных сточных вод. Показано, что для сточных вод, подвергнутых биологической очистке, значение рН возросло, электропроводность снизилась в интервале 4,7 – 23,9%, общее солесодержание уменьшилось в диапазоне 4,4 – 23,3%, мутность – 40 – 96,4%. Степень удаления органического вещества (ХПК, перманганатная окисляемость) составляла соответственно 20 – 57,1 и 25,7 – 66,7%. Снижение концентрации фосфора, нитратов и аммиака с помощью цианобактерий составляло соответственно 20,8 – 95,19,6 – 80 и 20,9 – 96%. Что касается очистки сточных вод с использованием одиночных или смешанных культур цианобактерий, то в большинстве случаев одиночные культуры были эффективнее, чем смешанные, и причиной этого может быть конкуренция между смешанными культурами за питательные вещества. Однако приведенные данные позволяют сделать вывод о том, что использование цианобактерий является эффективным методом получения очищенных сточных вод, пригодных для использования в системах орошения.

Ключевые слова: бытовые и промышленные сточные воды, очистка сточных вод, цианобактерии.

Введение. Вода для питьевых целей и орошения не должна содержать загрязняющие вещества, которые вызывают изменения в структуре и функционировании биологической системы. Наиболее серьезные и потенциально опасные загрязнения водных ресурсов, используемых для питья и орошения, обусловлены сбросом промышленных и канализационных сточных вод (Davies и Mazumder, 2003). Это послужило

© М.М. Эль-Шик, В.А. Эль-Шоуни, М.Е.Н. Осман, Е.В.Е. Эль-Гаммаль, 2014

причиной относительно высокого уровня нитратов в некоторых реках и каналах (da Costa и de Franca, 2003).

Микроорганизмы (особенно бактерии, цианобактерии и водоросли) широко используются в качестве тестовой системы для оценки степени загрязнения, вызванного промышленными сточными водами (Gamila и Nagla, 1999; Kirkwood и др., 2005; El-Sheekh и др., 2005; El-Sheekh и др., 2011).

Авторы Kiziloglu и др., 2008 пришли к выводу, что неочищенные сточные воды могут быть использованы в кратковременном плане на сельскохозяйственных землях, тогда как сточные воды после первичной очистки могут использоваться для устойчивого земледелия на долговременной основе. Свободные и иммобилизованные культуры *Spirulina maxima* используют для очистки сточных вод свиноферм (Canizares и др., 1993). Выращивание культуры *Phormidium sp.* в аэробных сточных водах свиноферм после вторичной очистки исследованы в работе Canizares и др., 1994. Авторы Koltukova и др., 1995 сообщают об использовании культур цианобактерий для третичной очистки (доочистки) сточных вод на предприятиях по производству спиртовых дрожжей. Кроме того, некоторые авторы (Travieso и др., 1996) указывают, что цианобактерии и микроводоросли также могут выращиваться во многих видах очищенных сточных вод: например, культуры *Spirulina* – в сточных водах производства крахмала, а *Anacystis* – в сточных водах молочного производства.

Цель данной работы – изучение биологической очистки бытовых и промышленных сточных вод, которые могут быть использованы для орошения плантаций некоторых растений, с помощью цианобактерий *Anabaena subcylindrica* и *Nostoc muscorum*.

Методика эксперимента. При исследовании использовали два вида загрязненных вод, пробы которых отбирали в трех различных пунктах:

– пункт 1. Станция очистки сточных вод в г. Кафр Эль Зэйат (район средней дельты, Египет);

– пункт 2. Дренажная труба в компании по производству соли и соды в г. Кафр Эль Зэйат, которая производит масло, мыло и фураж; компания осуществляет сброс сточных вод непосредственно в р. Нил.

Пробы воды отбирали в чистые и хорошо закрывающиеся полиэтиленовые бутылки. Эти пробы хранили, охлаждали и анализировали в течение нескольких часов после доставки в лабораторию.

Каждую пробу, отобранную на любом из пунктов, делили на три части. Первую часть хранили в исходном виде в холодильнике для анализа в течение нескольких часов после доставки в лабораторию, вторую часть – через фильтровальную бумагу, после чего значение pH доводили до уровня 7,7. Эту часть распределяли по коническим колбам, обеззараживали ультрафиолетовым излучением и пропускали через фильтр толщиной 0,2 мкм, после чего сохраняли для анализа в качестве контроля. Третью часть, подобную второй, но после обеззараживания, использовали для выращивания микроорганизмов. После соответствующих обработок двух видов проб определяли состав неочищенных и обеззараженных сточных вод (El-Gammal, 2003; El-Sheekh и др., 2005).

Физические методы. Электропроводность измеряли с помощью электрокондуктометра при 25 °С, а полученные результаты представляли в единицах мкСм/см. Общее количество растворенных твердых веществ (частей на 1 млн) в пробах воды измеряли электрокондуктометром модели FE 287. Мутность (JTU) определяли с помощью турбидостата модели 20012.

Химические методы. При отборе проб для измерения водородного показателя воды в каждом исследуемом пункте использовали цифровой pH-метр фирмы "ISM" (модель 41150). ХПК определяли по APHA, 1989.

Определение фосфатов. Растворимый химически активный фосфор анализировали в соответствии с методами Американской ассоциации работников здравоохранения (APHA, 1989). Концентрацию фосфора рассчитывали с помощью предварительно построенной стандартной градуировочной кривой на спектрофотометре LKB модели 4049, а концентрацию нитратов – с использованием салицилата натрия с помощью того же спектрофотометра при длине волны 420 нм (APHA, 1989). В качестве стандартного раствора применяли нитрат калия. Концентрацию аммиака определяли также спектрофотометрически при длине волны 625 нм в соответствии с рекомендациями работы Allen и др., 1974. В качестве стандартной градуировочной кривой использовали хлорид аммония.

Биологические методы. Идентифицированные цианобактерии (*Anabaena subcylindrica* и *Nostoc muscorum*) выделяли из загрязненных вод в различных пунктах и очищали в среде аксенических культур в соответствии с рекомендациями авторов Volch и Blackburn, 1996. Циано-

бактерии идентифицировали так, как описано в работе Prescott, 1978. Идентификация двух видов микроорганизмов была подтверждена путем сравнения с соответствующими образцами из коллекции культур *Trebon* (Чешская Республика).

Полученные данные показали, что среда Аллена пригодна для жизнедеятельности цианобактерий (Allen и Stanier, 1968). Посевной материал готовили путем дозирования 250 см³ среды Аллена в конические колбы емкостью 500 см³ с последующей стерилизацией в автоклаве. Инокуляцию осуществляли при помощи одной петли, содержащей 10-суточные культуры, с последующим выращиванием в термостате при 30 °С и непрерывном воздействии света в течение 10 сут. Эти культуры насыщали сухим воздухом, содержащим 0,3% CO₂. Скорость подачи газа регулировали пластиковыми клапанами (El-Sheekh и др., 1995). Рост культур или посевного материала цианобактерий оценивали при длине волны 750 нм для корректировки количества бактериальных клеток. В течение 10 мин эти культуры подвергали центрифугированию при частоте вращения 3000 об/мин в асептических условиях, при этом надосадочную жидкость (среда) удаляли. Гранулы известного объема, содержащие эти культуры, вновь превращались в суспензию после растворения в 1500 см³ обеззараженной воды в конических колбах емкостью 2000 см³. Относительный объем инокулянта составлял 10%. После выращивания цианобактерий в сточных водах все колбы выдерживали в термостате при 30 °С с использованием барботирования в течение 10 сут. В конце каждого эксперимента цианобактериальные массы отделяли от сточных вод путем фильтрования, а затем фильтрованную воду подвергали дальнейшему анализу и сравнивали с контролем (без цианобактерий).

Статистический анализ. Полученные результаты подвергали однофакторному дисперсионному анализу (ANOVA) с использованием статистического пакета SPSS (1999).

Результаты и их обсуждение. Поскольку эффективность использования цианобактерий *N. muscorum* и *A. subcylindrica* оказалась примерно одинаковой, то во внимание принимали данные, полученные для *N. muscorum*, а также для смеси обоих микроорганизмов (табл. 1 – 4). При этом физический анализ неочищенных сточных вод свидетельствовал об умеренных значениях электропроводности (ЭП) и общего количества растворенных твердых веществ (РТВ), которые составляли соответственно 1240 – 1421 мкСм и 806 – 1000 частей на 1 млн, тогда как мутность – 30 – 150 JTU.

На основании проведенного химического анализа выявлено, что рН составляет 6,4 – 6,8, а содержание органического вещества (ХПК и перманганатная окисляемость (ПО)), общее содержание растворенного фосфора и аммиака – соответственно 104 – 262; 53 – 135; 3,03 – 5,16 и 3,9 – 5,2 мг/дм³. Концентрация нитратов оказалась на более низком уровне (0,08 – 0,1 мг/дм³) по сравнению с максимально допустимыми значениями для физических и химических параметров бытовых сточных вод, сбрасываемых в дренажную систему в соответствии с нормами Министерства здравоохранения и населения, а также Всемирной организации здравоохранения (1982 г.).

Показано, что после обеззараживания сточных вод наблюдается общее снижение значений таких показателей, как ЭП, РТВ, ХПК, ПО и PO_4^{3-} . В отличие от этого, рН, мутность, концентрации нитратов и аммиака возрастают.

Результаты, полученные при биохимической очистке бытовых сточных вод с использованием культуры *N. muscorum*, показали очевидную эффективность такой очистки, которая в отношении ЭП и РТВ составила соответственно 12,2 и 12,5% (см. табл. 1). Наблюдаемая относительно высокая эффективность утилизации питательных веществ была зафиксирована для ХПК, ЭП и PO_4^{3-} и составила соответственно 50; 49,5 и 60%. Наиболее эффективные результаты (86,5; 80 и 91,5%) были получены соответственно для мутности, NO_3^- и NH_3 . В общем, данные статистического анализа свидетельствует, что все показатели демонстрируют существенное снижение в результате биологической обработки с использованием *N. muscorum*.

Смесь бактерий *N. muscorum* и *A. subcylindrica* после 10-суточного выдерживания в термостате (см. табл. 2) показала себя как эффективное средство для очистки бытовых сточных вод. Было зафиксировано заметное уменьшение значений всех показателей сточных вод. Так, степень очистки воды в отношении ЭП и РТВ составила соответственно 8,9 и 6,2%, а для ХПК, ПО и PO_4^{3-} – соответственно 26; 54 и 48,6%. Высокая степень очистки была получена для мутности, NO_3^- и NH_3 – соответственно 87; 71,4 и 79%.

В табл. 3, 4 представлены данные о влиянии обеззараживания и выращивания цианобактерий *N. muscorum* и *A. subcylindrica*, а также их смеси на очистку сточных вод в компании по производству соли и соды после 10-суточного выдерживания в термостате.

Таблица 1. Очистка сточной воды на станции очистки в г. Кафр Эль Зейат с использованием *Nostoc muscorum* после 10 сут выдерживания в термостате

Показатель	Характеристики сточных вод									
	pH	ЭП, мксм	РТВ, частей на 1 млн	Мутность, JТУ	ХПК	ПО	PO ₄ ³⁻	NO ₃ ⁻	NH ₃	
					мгО/дм ³		мг/дм ³			
Неочищенная сточная вода до обеззараживания	6,8 ± 0,05	1421 ± 6,0	1000 ± 5,0	150 ± 3,0	262 ± 1,0	135 ± 5,0	5,16 ± 0,03	0,10 ± 0,0	5,2 ± 0,3	
Сточная вода после обеззараживания (контроль)	8,2 ± 0,09	1416 ± 2,0	994 ± 4,0	164 ± 2,0	180 ± 2,0	101 ± 4,0	4,08 ± 0,01	0,10 ± 0,01	16,4 ± 1,9	
Обеззараженная сточная вода после биологической очистки	8,2 ± 0,06	1243 ± 3,0	870 ± 2,0	22 ± 1,0	90 ± 4,0	51 ± 8,0	1,63 ± 0,07	0,02 ± 0,0	1,4 ± 0,1	
Степень очистки, %	-	12,2	12,5	86,5	50,0	49,5	60,0	80,0	91,5	
F-величина	414,1*	1886,9*	1077,1*	9186,0*	7401,3*	153,0*	5062,7*	190,1*	147,5*	
Наименьшая достоверная разность (LSD) при 0,05	0,06	3,29	3,16	1,16	1,41	4,83	0,04	0,005	0,91	

Примечание. Каждое значение представляет собой среднее из трех показаний ± стандартное отклонение.
*P < 0,001.

Таблица 2. Очистка сточной воды на станции очистки в г. Кафр Эль Зейат с использованием смеси культур *Nostoc muscorum* и *Anabaena subcylindrica* после 10 сут выдерживания в термостате

Показатель	Характеристики сточных вод									
	рН	ЭП, мксм	РТВ, частей на 1 млн	Мут- ность, JТУ	ХПК мгО/дм ³	ПО мгО/дм ³	PO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻ мг/дм ³	NH ₃	
Неочищенная сточная вода до обеззараживания	6,5 ± 0,1	1355 ± 3,0	923 ± 3,0	30 ± 2,0	112 ± 4,0	53 ± 2,5	4,8 ± 0,1	0,10 ± 0,002	3,9 ± 0,06	
Сточная вода после обеззараживания (контроль)	7,9 ± 0,2	1350 ± 2,0	874 ± 4,0	50 ± 1,0	108 ± 2,0	50 ± 1,6	3,5 ± 0,02	0,14 ± 0,001	12,4 ± 0,26	
Обеззараженная сточная вода после биологической очистки	8,8 ± 0,1	1230 ± 5,0	820 ± 1,0	6,5 ± 0,5	80 ± 2,0	23 ± 3,0	1,8 ± 0,03	0,04 ± 0,005	2,6 ± 0,30	
Степень очистки, %	-	8,9	6,2	87,0	26,0	54,0	48,6	71,4	79,0	
F-величина	537,3*	1186,2*	918,8*	812,7*	114,0*	137,9*	1802,7*	1409,7*	15729*	
Наименьшая достоверная разность (LSD) при 0,05	0,07	2,91	2,40	1,08	2,31	1,99	0,05	0,003	0,19	

Примечание. Каждое значение представляет собой среднее из трех показаний ± стандартное отклонение.
* $P < 0,001$.

Таблица 3. Очистка сточной воды в компании по производству соли и соды в г. Кафр Эль Зейат с использованием смеси культур *Nostoc muscorum* и *Anabaena subcylindrica* после 10 сут выдерживания в термостате (исходная вода I)

Показатель	Характеристика сточных вод									
	pH	ЭП, мкСм	РТВ, частей на 1 млн	Мут- ность, JGU	ХПК мгО/дм ³	ПО	PO ₄ ³⁻	NO ₃ ⁻	NH ₃	
Неочищенная сточная вода до обеззараживания	6,5 ± 0,1	4450 ± 5,0	3115 ± 4,0	50 ± 3,0	200 ± 8,0	100 ± 10,0	6,06 ± 0,47	0,25 ± 0,01	1,4 ± 0,3	
Сточная вода после обеззараживания (контроль)	7,1 ± 0,04	2082 ± 2,0	1457 ± 5,0	72 ± 6,0	140 ± 4,0	75 ± 10,0	2,74 ± 0,14	0,26 ± 0,00	3,9 ± 0,0	
Обеззараженная сточная вода после биологической очистки	8,1 ± 0,2	1984 ± 3,0	1393 ± 6,0	37 ± 2,0	60 ± 2,0	25 ± 5,0	1,68 ± 0,07	0,20 ± 0,04	2,9 ± 0,5	
Степень очистки, %	-	4,7	4,4	48,6	57,1	66,7	38,7	23,1	25,6	
F-величина	113,9**	461770**	190611**	57,5**	528,6**	58,3**	191,5**	5,7*	41,9**	
Наименьшая достоверная разность (LSD) при 0,05	0,11	2,91	3,16	3,29	4,32	7,07	0,23	0,02	0,27	

Примечание. Каждое значение представляет собой среднее из трех показаний ± стандартное отклонение.
* $P < 0,05$, ** $P < 0,001$.

Таблица 4. Очистка сточной воды в компании по производству соли и соды в г. Кафр Эль Зейат с использованием смеси культур *Nostoc muscorum* и *Anabaena subcylindrica* после 10 сут выдерживания в термостате (исходная вода 2)

Показатель	Характеристики сточных вод									
	рН	ЭП, мксМ	РГВ, частей на 1 млн	Мут- ность, JTU	ХПК	ПО	PO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	NH ₃	
					мгО/дм ³	мгО/дм ³		мг/дм ³		
Неочищенная сточная вода до обеззараживания	6,9 ± 0,1	1860 ± 3,0	1300 ± 6,0	45 ± 3,0	200 ± 4,0	105 ± 9,0	0,65 ± 0,003	2,3 ± 0,03	1,50 ± 0,14	
Сточная вода после обеззараживания (контроль)	7,4 ± 0,05	920 ± 7,0	600 ± 5,0	60 ± 2,0	190 ± 6,0	98 ± 5,0	0,51 ± 0,02	4,6 ± 0,0	1,50 ± 0,05	
Обеззараженная сточная вода после биологической очистки.	8,6 ± 0,05	700 ± 2,0	460 ± 3,0	32 ± 3,0	120 ± 4,0	65 ± 3,0	0,33 ± 0,03	3,7 ± 0,04	0,44 ± 0,04	
Степень очистки, %	-	23,9	23,3	46,7	36,8	33,7	35,3	19,6	70,7	
F-величина	458,0*	117806*	26040*	126,2*	475,0*	13,9**	176,9*	4836,0*	142,2*	
Наименьшая достоверная разность (LSD) при 0,05	0,06	2,54	3,94	1,76	2,83	8,08	0,02	2,36	7,26	

Примечание. Каждое значение представляет собой среднее из трех показаний ± стандартное отклонение.
*P < 0,001, ** P < 0,01.

Проведенный физический анализ неочищенных сточных вод показал очень высокие значения ЭП и общего количества РТВ, которые составляли соответственно 1860 – 4450 мкСм и 1300 – 3115 частей на 1 млн, тогда как мутность имела относительно высокие значения – 45 – 209 ЛТУ.

При химическом анализе наблюдаются умеренные значения рН, составляющие 6,5 – 7,5, и относительно высокие значения органического вещества (ХПК и ПО) – соответственно 200 – 280 и 100 – 130 мгО/дм³, тогда как концентрация общего растворенного фосфора оказалась равной 0,65 – 6,06 мг/дм³. Содержание нитратов и аммиака достаточно низкое – соответственно 0,25 – 2,3 и 1,4 – 5,7 мг/дм³ по сравнению с максимальными допустимыми значениями для физических и химических показателей очищенных сточных вод, сбрасываемых в р. Нил, в соответствии с нормами Министерства здравоохранения и населения, а также Всемирной организации здравоохранения (1982 г.).

После обеззараживания сточных вод значения ЭП, РТВ, ХПК, ПО и PO_4^{3-} заметно уменьшились, тогда как значения рН, мутности, NO_3^- и NH_3 повысились.

При биологической очистке сточных вод с использованием бактерии *N. muscorum* наблюдалось значительное снижение большинства показателей сточных вод, за исключением NO_3^- (см. табл. 3). Значения ЭП и РТВ уменьшились соответственно на 4,7 и 4,4%. Средние значения мутности, ХПК и ПО, рассчитанные на основе представленных экспериментальных данных, составили соответственно 48,6; 57,1 и 66,7%. В то же время степень удаления PO_4^{3-} , NO_3^- и NH_3 – соответственно 38,7; 23,1 и 25,6%.

Показатели сточных вод (ЭП, РТВ, мутность, ХПК, ПО, PO_4^{3-} и NO_3^-) после их обработки смесью культур *N. muscorum* и *A. subcylindrica* значительно снизились соответственно на 23,9; 23,3; 46,7; 36,8; 33,7; 35,3 и 19,6%, а для NH_3 – на 70,7% (см. табл.4).

В последние годы наблюдается широкое применение микроорганизмов для удаления химических загрязняющих веществ. Разработанные технологии основаны на удалении питательных веществ из сточных вод для контроля уровня загрязнения. Повышенное внимание уделяется природным микробным сообществам, особенно бактериям, цианобактериям и микроводорослям – как альтернативным биосистемам для очистки сточных вод (Cragge, 2001; da Costa и de Franca, 2003; Gronlund и др., 2004), абсорбции тяжелых металлов (Chojnacka и др., 2004; El-Sheekh и др., 2005) и разложению органических загрязняющих веществ (Balashov и Voronin, 1996; El-Sheekh и др., 2009).

Данная работа имеет отношение к использованию цианобактерий *Anabaena subcylindrica* и для очистки бытовых сточных вод и промышленных сточных вод в компании по производству соли, а также в компании Verta.

Нитчатые цианобактерии обладают многими преимуществами для использования в очистке сточных вод. В последнее время Markou и Georgakakis, 2011 провели анализ факторов, влияющих на состав биомассы цианобактерий, и представили несколько исследований, в которых изучали культуру нитчатых цианобактерий в агропромышленных отходах и сточных водах, при этом особое внимание уделено культуре *Spirulina*. В указанной работе обеззараживание сточных вод, используемых для выращивания аксенических культур цианобактерий, проводили для удаления любых микробных загрязнителей, а также патогенов (El-Sheekh, 2005). Кроме того, в работе Corder and Reeves, 1994 было установлено, что обработка в автоклаве повышает способность трех видов цианобактерий связывать никель.

Химический состав, включая важные питательные элементы сточных вод, может даже измениться под воздействием высоких температуры и давления. В тех случаях, когда стабильность соединений и близость между различными компонентами уменьшается, питательных веществ, таких, как NO_3^- и NH_3 , будет выделяться больше, а другие элементы будут разлагаться, как, например органическое вещество. При этом величины ЭП, РТВ и PO_4^{3-} уменьшаются вследствие выпадения осадков. Таким образом, величины ЭП, РТВ, ХПК, ПО и PO_4^{3-} снижаются, а рН, мутность, NO_3^- и NH_3 возрастают (Cutforth, 1995).

Количество питательных веществ, выделенных или расщепленных под воздействием обеззараживания, и, следовательно, повышенные уровни мутности существенно различаются для сточных вод в зависимости от их вида и химического состава (Stomat и др., 2005).

Под воздействием обеззараживания рН увеличивается вследствие изменения состава сточных вод. рН для бытовых и промышленных сточных вод лежит в кислотной области, где имеют место очень высокие мутность и электропроводность. Наши результаты согласуются с таковыми, полученными в работе Kobbia и др., 1995b, в которой было установлено, что промышленные сточные воды на заводе по производству масла и мыла имеют кислотный характер и демонстрируют повышенные мутность и электропроводность.

Рост микроорганизмов являлся причиной увеличения значений рН; это может быть обусловлено повышением фотосинтетической активности в результате роста цианобактерий. Подобное наблюдение ранее было зафиксировано в работе Kobbia и др., 1995а.

Возрастание рН может повысить степень удаления питательных веществ в цианобактериальных системах, что отмечалось и в работе Talbot и de-la-Noue, 1993, в которой отмечен интенсивный рост водорослей, вызывающих зачастую увеличение рН. Это, в свою очередь, ведет к отгонке аммиака и осаждению фосфата, вызывая дальнейшее повышение степени удаления питательных веществ в системах с водорослями.

Высокие значения ЭП в бытовых и промышленных сточных водах могут быть обусловлены повышением процентного содержания соли и общего количества РТВ. В работе Elewa и Latif, 1988 отмечается, что ЭП прямо пропорционально количеству растворенного вещества.

Что касается характеристик процессов биологической очистки бытовых и промышленных сточных вод, отличающихся высоким содержанием солей, то следует отметить пониженную эффективность очистки в отношении ЭП и РТВ. При использовании цианобактерий можно удалить соответственно ~ 5,6 – 24% ЭП и 4,5 – 23% РТВ. Кроме того, происходит прогрессирующее снижение мутности в диапазоне 40 – 96,4%, что может быть связано с удалением питательных веществ и минералов из сточных вод под воздействием микробного поглощения (Cragges, 2001).

Следует отметить, что цианобактерии снижают ХПК и ПО соответственно в диапазонах 20 – 57 и 25 – 67%. В работе Foster и Whiteman, 1992 отмечается, что микроорганизмы обычно используют в качестве источника питания органическое вещество в потоке отходов. Кроме того, в работе Arquiga и др., 1995 указывается, что микробиологическая очистка может быть эффективной для сточных вод, образованных при удалении краски, когда они смешиваются с бытовыми сточными водами в количестве до ~ 50% по объему. В работе Koltukova и др., 1995 описывается выбор культур цианобактерий для третичной очистки бытовых сточных вод. Авторы указанной работы установили, что ХПК при этом снижается на 45 – 71, а ПО – на 75 – 82%.

При определении содержания фосфора в сточных водах установлено, что в большинстве рассмотренных случаев его концентрация оказывается высокой. Основная причина эвтрофикации – это чрезмерная нагрузка сельскохозяйственными загрязнениями, а также перегрузка фосфором и азотом (Monteagudo и др., 2012).

При использовании цианобактерий содержание фосфора сокращается на ~ 20,8 – 95%, тогда как удаление общего PO_4^{3-} , по данным работы Zwang и др., 1991, составляет 20,1 – 48,1%. Кроме того, содержание PO_4^{3-} снижается на 50 – 81% при использовании культур цианобактерий, выращенных в бытовых сточных водах; в то же время в работе Canizares и др., 1993 установлено, что ~ 53% общего содержания PO_4^{3-} можно было удалить путем использования суспендированных культур *Spirulina*, выращенных в азрированных отходах свиноводческого комплекса, разбавленных на 50% дистиллированной водой. Более того, при использовании бактерий *Scenedesmus sp. LXI* степень удаления PO_4^{3-} при очистке сточных вод достигала 100% (Zhen-Feng и др., 2011). Сравнимый показатель удаления PO_4^{3-} , составляющий 85,7 – 97,8%, зафиксирован в системах с использованием водорослей (Colak и Kaуa, 1988). Кроме того, возможность очистки бытовых и полупромышленных городских сточных вод при помощи бактерий *Scenedesmus sp.* исследовали на экспериментальных установках (Van-Coillie и др., 1990). Как отмечалось в этой работе, степень удаления PO_4^{3-} составила ~ 60 – 98%; в то же время в работе Li и др., 1991 было установлено, что в прудах с водорослями степень удаления общего PO_4^{3-} достигала 48%.

При использовании цианобактерий степень удаления нитратов и аммиака находилась соответственно в диапазоне 19,6 – 80 и 20,9 – 96%. В этом контексте в работе Canizares и др., 1993 посевной материал *Spirulina maxima* вносили в отходы свиноводческого комплекса, разбавленные на 50% водой, при этом было удалено 75% аммиака. Кроме того, в работе Koltukova и др., 1995 культуры цианобактерий выбирали для третичной очистки сточных вод. Авторы этой работы установили, что содержание нитратов и аммиачного азота снижалось соответственно на 90 – 97 и 21 – 51%. Кроме того, Saari и др., 1997 определили, что рост *A. variabilis* сопровождается потреблением нитратов, что, в свою очередь, способствовало снижению их концентрации с $1 \cdot 10^{-2}$ до $0,82 \cdot 10^{-2}$ М в течение 7 сут. В то же время в работе Zhen-Feng и др., 2011 степень удаления NO_3^- в системе с использованием водорослей составила 46% и 50,2% – в работе Colak и Kaуa, 1988, тогда как в работе Zwang и др., 1991 указано, что удаление общего азота находилось в диапазоне 20,5 – 72,6%.

В работе Saari и др., 1997 отмечается, что во время первого этапа роста бактерий *Anabaena variabilis*, когда эта культура еще жизнеспособна, происходит снижение скорости поглощения нитратов и наблю-

дается экскреция аммония в условиях ограничения натрия. Кроме того, в работе Markarova et al., 1996 указано, что снижение усвоения аммония и поглощения нитратов культурой *A. variabilis*, вероятнее всего, обусловлено подавлением фотосинтеза в условиях дефицита натрия, подобно культуре *A. subcylindrica*, которую выращивали в сточных водах компании "Verta".

Следует отметить, что микроорганизмы отдают предпочтение аммиаку по сравнению с нитратами. Это явление согласуется с данными работы Collier и др., 2012, в которой выявлено предпочтение фитопланктона по отношению к аммонии по сравнению с нитратами вследствие больших энергетических затрат для восстановления окисленных форм азота. В отличие от этого, в работе Von Ruckert и Giani, 2004 отмечается важность нитратов для цианобактерии *Microcystis viridis*. Кроме того, в работе Ohashi и др., 2011 обсуждается влияние нитратов на рост цианобактерий. И, наконец, важными являются требования к питанию цианобактерий. Присутствие аммиака в среде подавляет усвоение нитратов многими водорослями и может вызвать резкое сокращение определенной культуры (Karlan и др., 1986). Полученные нами данные свидетельствуют, что удаление азота было таким же или более эффективным, чем удаление фосфора. Подобное наблюдение также зафиксировано в работе Li и др., 1991, в которой отмечается, что удаление азота является более эффективным, чем удаление фосфора, при использовании прудов с водорослями.

Иммобилизованные нитрифицирующие бактерии обеспечивают быструю и эффективную нитрификационную очистку сточных вод животноводства с высоким содержанием аммиака. При равномерном течении сточных вод степень очистки превышает 80% (при уровнях аммиачной нагрузки < 1000 мг N/дм³ на реактор/сут) (Vanotti и др., 1999).

Выводы. Водоросли в прудах (рыбные пруды) способны очищать промышленные сточные воды перед их сбросом в водоемы. Предложенный метод является более эффективным, чем химические методы, и более безопасным для окружающей среды и биоты р. Нил. Кроме того, он позволяет использовать очищенную воду для орошения при выращивании некоторых растений и решить проблему нехватки воды.

Резюме. Досліджено потенційні можливості двох ціанобактерій *Nostoc muscorum* и *Anabaena subcylindrica* та їх суміші з очищення побутових і про-

мислових стічних вод. Показано, що для стічних вод, підданих біологічному очищенню, значення рН зросло, електропровідність знизилася в інтервалі 4,7 – 23,9%. Загальний солеміст зменшився в діапазоні 4,4 – 23,3%, мутність – 40 – 96,4%. Ступінь видалення органічної речовини (ХСК, ПО) становила відповідно 20 – 57,1 і 25,7 – 66,7%. Зниження концентрації фосфору, нітратів і аміаку за допомогою ціанобактерій становило відповідно 20,8 – 95, 19,6 – 80 і 20,9 – 96%. Що стосується очищення стічних вод з використанням одиночних або змішаних культур ціанобактерій, то в більшості випадків поодинокі культури були ефективніші, ніж змішані, і причиною цього може бути конкуренція між змішаними культурами за поживні речовини. Однак наведені дані дозволяють зробити висновок про те, що використання ціанобактерій є ефективним методом отримання очищених стічних вод, придатних для використання в системах зрошення.

M.M. El-Sheekh, W.A. El-Shouny, M.E.H. Osman, E.W.E. El-Gammal

**TREATMENT OF SEWAGE AND INDUSTRIAL WASTEWATER
EFFLUENTS BY THE CYANOBACTERIA
NOSTOC MUSCORUM AND *ANABAENA SUBCYLINDRICA***

Summary

The potential of two cyanobacteria, *Nostoc muscorum* and *Anabaena subcylindrica* to treat sewage and industrial wastewater effluents was investigated. Two different sites were selected for this study which are located at the drains of sewage plant, a salt and soda production company at Kafr El- Zayat city. All samples were taken from the sewage and/or industrial effluents before treatment. Treatment of the sewage and industrial wastewater effluents by using cyanobacteria (*N. muscorum*, *A. subcylindrica* and mixed culture of both) revealed that the pH value of the biologically treated wastewater increased, the electrical conductivity was recovered in a range between (4,7 – 23,9%) and the total dissolved solids were reduced by (4,4 – 23,3%). The reduction of turbidity level was in a range between (40 – 96,4%). The removal efficiency of organic matter (COD, PV) was in a range between (20 – 57,1%) and (25,7 – 66,7%), respectively. Phosphorus reduction, nitrate treatment and ammonia elimination efficiencies by cyanobacterial system were (20,8 – 95%), (19,6 – 80%) and (20,9 – 96%), respectively. With respect to the treatment efficiency of wastewater by using single or mixed cultures of cyanobacteria, it was observed that the single cultures in most cases was better

than the mixed cultures and this may be due to the competition between mixed cultures for nutrients. However, it could be concluded from the presented data that the treatment of wastewater by cyanobacteria is a fruitful method to produce an effluent of high quality to be used for irrigation.

Список использованной литературы

- Allen M.M., Stanier S.T.* // J. G. Microbiol., 1968, **51**, P. 203–207.
- Allen S.E., Grimshaw H.M., Parkinson J.A., Quarmby C.* Blackwell Scientific Publ. 1974, 565 p.
- American Public Health Association (APHA),* Standard methods for the examination of water and wastewater, 17th Ed., 1989, New York, 626 p.
- Arquiaga M.C., Canter L.W., Robertson J.M.* // Environ. Pollut., 1995, **89**, P. 189–195.
- Balashov S.V., Boronin A.M.* //Microbiol., 1996, **65**, P. 549–552.
- Bolch C. J. S., Blackburn S. I.* // J. Appl. Phycol., 1996, **8**, P. 5–13.
- Canizares R.O., Dominguez A.R., Rivas L., Montes M.C., Travieso L.* //Biotechnol. Lett., 1993, **15**, P. 321–325.
- Canizares R.O., Ramos A., Lemus R., Gomez-Lojero C., Travieso, L.* // Appl. Microbiol. Biotechnol., 1994, **42**, P. 487–491.
- Chojnacka K., Chojnacki A., Gorecka H.* //Hydrometall., 2004, **73**, P. 147–153.
- Colak O., Kay, Z.* // Doga Biyoloji Serisi, 1988, **12**, P. 18–29.
- Collier L.J., Lovindeer R., Xi Y., Radway C.J., Armstrong A. R.* // J. Phycol., 2012, **48**, P. 106–116.
- Corder S. L., Reeves M.* // Appl. Biochem. Biotechnol., 1994, **45/46**, P. 847–859.
- Cragges R.J.* // Water Sci. and Technol., 2001, **44**, P. 427–433.
- Cromar N.J., Sweeney D.G., O'Brien M.J., Fallowfield H.J.* //Ibid., 2005, **51**,N12, P. 11–16.
- Cutforth S.J.* // J. Charter Inst. Water and Environ. Manag, 1995, **9**, P. 231–235.
- da Costa A.C., de Franca F.P.* //Mar Biotechnol., 2003, **5**, P. 149–156.
- Davies J.M., Mazumder A.* //J. Environ. Manage., 2003, **68**, P. 273–286.
- Elewa A.A., Latif A.A.* //Bull. Inst. Oceanog. and Fish ARE, 1988, **14**, P. 189–212.
- El-Gammal E.W.*//Thesis, Faculty of Science, Tanta University, Egypt., 2003, P. 176.
- El-Sheekh M.M., Kotkat H.M., Hammouda O.H.E.*// Ecotoxicol. Environ. Safety, 1995, **29**, P. 349–358.
- El-Sheekh M.M., EL-Shouny W.A., Osman M.E., El-Gammal E.W.* // Environ. Toxicol. Pharmacol., 2005, **19**, P. 357–365.
- El-Sheekh M.M., Gharieb M.M., Abou-El-Souod G.W.* //Int. Biodeter. and Biodegr., 2009, **63**, P. 699–704.

- El-Sheekh M.M., El-Otify A.M., Saber H.* //Braz. Arch. Biol. Technol, 2011, **54**, P. 811–820.
- Foster M.H., Whiteman G.R.* //Environ. Protec. ENPRET, 1992, **3**, P. 22–30.
- Gamila H.A., Naglaa F.A.* //Bull. Environ. Contam. Toxicol., 1999, **63**, P. 407–414.
- Gronlund E., Klang A., Falkand,S., Hanaeus J.* //Ecol. Engin., 2004, **22**, P. 155–174.
- Kirkwood A.E., Nalewajko C., Fulthorpe R.R.* //Can. J. Microbiol., 2005, **51**, N7, P. 531–540.
- Kiziloglu F.M., Turan M., Sahin U., Kuslu, Y., Dursun A.* //Agric. Water Manag., 2008, **95**, P. 716–724.
- Kobbia I.A., Metwali R.M., El-Adel H.M.* // Egypt J. Bot., 1995a, **35**, P. 25–43.
- Kobbia I.A., Metwali R.M., El-Adel H.M.* // Ibid., 1995b, **35**, P. 45–57.
- Koltukova N.V., Mendzhul M.I., Zabolotny G.M., Koshel M.I.* //Microbiol. ZH, 1995, **57**, P. 73–82.
- Li H., Wang J., Zhang, J. L.* // Water Sci. Technol., 1991, **24**, P. 75–83.
- Markarova E.N., Saari L.A., Beshta O.E., Guseve M.V.* // Microbiol., 1996, **65**, P. 818–823.
- Monteagudo L., Moreno J.L., Picazo, F.* //Water Res., 2012, **46**, P. 2759–2771.
- Ohashi Y., Shi W., Takatani N., Aichi,M., Maeda S., Watanabe S., Yoshikawa H., Omata T.* //J. Exp. Bot., 2011, **62**, N4, P. 1411–1424.
- Prescott G.W.* How to know fresh water algae, Wm. C. Brown Company Publ., 1978.
- Saari L.A., Markarova E.N., Gusev M.V.* //Microbiol., 1997, **67**, P. 483–487.
- SPSS Base of 10 User's Guide, SPSS Inc., 1999.
- Talbot P., de la Noue J.* // Water Res., 1993, **27**, P. 153–159.
- Travieso L., Borja R., Sanchez E., Benitez F., Dupeiron R., Valiente V.* //Bull. Environ. Contam. Toxicol., 1996, **57**, P. 986–992.
- Van-Coillie R., De La Noue J., Thellen C., Pouliot Y.* // Rev. Sci. Eau., 1999, **3**, P. 441–456.
- Vanotti M.B., Nakaok M., Hunt P.G., Ellison A., Odamura S.* Treatment of high-ammonia animal wastewater with nitrifying pellets. ASAE, CSAE, SCGR, Annual International Meeting (Toronto; Ontario, Canada, 18 –21 July, 1999), P. 12. ASAE Paper No. 99 – 4092.
- Von Ruckert G., Giani A.* //Revista Brasil Bot., 2004, **27**, P. 325–331.
- Zhen-Feng S., Xin L., Hong-Ying H., Yin-Hu W.* //Biores. Technol., 2011, **102**, P. 7627–7632.
- Zwang B.Z., Nie Z.Y., Shi S.X., He J., Zhang J.L., Wu X.F., Kosaric N.* //Wastewater Treatment Technol., 1991, **24**, P. 221–232.

Поступила в редакцию 28.05.2012 г.