

УДК 502/504 : 628.16

С. В. Василенков, канд. техн. наук

Контактная информация: тел. 8 (4834) 12-44-16, e-mail: poivp@bqsha.com, Василенков В.Ф.

Федеральное государственное образовательное учреждение высшего профессионального образования «Брянская государственная сельскохозяйственная академия»

ОСОБЕННОСТИ ОСАЖДЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В ОТСТОЙНИКАХ

Проведены экспериментальные исследования по осаждению цезия-137, адсорбированного на почвенных частицах. Эксперименты показали высокую эффективность очистки воды за счет осаждения наносов, а вместе с ними адсорбированного цезия-137. Отмечено, что в верхнем слое ила формируется наивысшая удельная активность, поэтому велика опасность повторного загрязнения воды при ветровом воздействии.

The experimental investigations in sedimentation of cesium-137, adsorbed on soil particles were carried out. The experiments showed a high efficiency of water treatment through sedimentation of drifts and the adsorbed silt and cesium-137. The highest specific activity is formed in the top silt layer. Therefore there is a great danger of the repeated water contamination at the wind action.

При использовании водоемов сельскохозяйственного назначения без ограничений доминирующая доза в водопользовании формируется за счет внутреннего облучения. Внешнее облучение из-за пребывания людей на берегах, купания в воде, катания на лодках, нахождения на затапливаемых поймах и в других местах существенно меньше внутреннего облучения. Критический вид водопользования — показатель потребления рыбы, на втором месте — использование воды водоемов для орошаемого земледелия.

При коэффициенте накопления цезия-137 в рыбе 2000 (по отношению к воде) допустимое содержание цезия в воде рыбохозяйственных водоемов характеризуется величиной 11 Бк/л. Попадая в водоем, загрязненная вода при снижении скорости течения очищается за счет выпадения на дно взвешенных частиц наносов и ионообменных форм цезия. Донные отложения депонируют цезий-137 и являются источником вторичного загрязнения воды и всей экосистемы водоема.

Коэффициент накопления цезия-137 донных отложений по отношению к воде водоема составляет 30 000 Бк/кг (Бк/л) [1]. Особенно важно учитывать степень

загрязнения донных отложений при рассмотрении вопроса о снятии водоема с эксплуатации.

Переход радиоактивного заражения из донных отложений в воду осуществляется за счет диффундирования, взмучивания при ветро-волновом воздействии и ускорении течения воды при увеличении расходов во время паводков. В процессе повышения турбулентности взмучиванию подвержен верхний слой донных отложений, но именно в верхнем (5...10 см) слое ила, как показали полевые исследования, содержится основная концентрация (плотность) радиоактивного излучения цезия-137.

По подсчетам С. В. Казакова, допустимый уровень активности цезия-137 в воде при использовании водоема для рыборазведения — 0,031 Бк/л, водопользование без ограничений (питьевое водоснабжение, рыборазведение, орошаемое земледелие, использование затапливаемых земель) должно осуществляться при уровне активности 0,015 Бк/л.

Содержание цезия в донных отложениях должно быть ограничено 46 Бк/кг, а при использовании донных отложений в качестве удобрений — 4 Бк/кг.

Из сказанного видно, насколько актуальны исследования процессов загрязнения и очищения водоемов на радиоактивно зараженных территориях Брянской и других областей.

В 2005–2007 гг. были проведены полевые исследования на магистральном канале осушительной системы возле населенного пункта Колодезский Новозыбковского района Брянской области. После Чернобыльской аварии населенный пункт попал в зону отселения. Удельная радиоактивность почв на водосборе магистрального канала достигает 15 000 Бк/кг. Канал на всем протяжении зарос камышом, рогозом, осокой. Осенью 2005 г. отбирались пробы воды по длине канала и в водоприемнике. Удельная активность воды росла, колеблясь по длине канала от 3 до 7 Бк/л. В момент отбора наблюдалось слабое течение воды. В сентябре 2006 г. зафиксированы такие же значения удельной активности воды при слабовыраженном течении. В начале июня 2007 г. течения воды не наблюдалось, и в стоячей воде активности цезия-137 по всей длине канала и в отстойнике не обнаружено.

Содержание цезия-137 в иловых отложениях каналов осушительной системы, по материалам обследования 2005 г., следующее: наибольшие концентрации радиоактивного излучения в нагорно-ловчем канале — 2811,3 Бк/кг, в отстойнике — 2050 Бк/кг, в проводящих каналах различных порядков — 1050; 359,5; 201,5; 124,8; 52,7 Бк/кг.

Изучение скорости осаждения взвешенных частиц и распределения удельной активности мутной воды по глубине в зависимости от времени отстаивания проводили в лабораторных условиях.

В сосуд 1 емкостью 2,5 л помещали 600 г радиоактивной почвы (11 295 Бк/кг) и 2 100 г дистиллированной воды. Один раз в сутки по 3 мин на протяжении 3 сут грунт встряхивали и давали отстояться в течение 1, 2, 3, 4, 10, 24 ч. После отстаива-

ния воду сливали по четырем слоям: 2,8; 6; 6; 5 см. Затем определяли ее удельную радиоактивность. В результате отстаивания радиоактивность воды увеличивалась по мере углубления независимо от времени отстаивания, однако постепенно, от цикла к циклу удельная концентрация излучения по глубине выравнивалась (рисунок, а).

В опытах без отстаивания (точнее, отстаивание происходило только во время слива), наоборот, удельная концентрация в верхнем слое была наибольшей и уменьшалась по мере углубления (рисунок, б).

Сливаемую по циклам и слоям воду испаряли, взвешивали массу осадка и подсчитывали мутность. Зависимость удельной активности воды от ее мутности — прямо пропорциональная.

В сосуд 2 емкостью 2 л помещали почву с той же радиоактивностью — 11 295 Бк/кг, массой 500 г и 1 500 г дождевой воды. Меньшее количество воды позволяло создавать при помешивании более высокую мутность. Верхний слой 2,5 см сливали мгновенно, черпаком. Оставшуюся воду отстаивали в течение суток. Слитую воду высушивали и определяли ее мутность. Удельная активность воды верхнего слоя, слитого мгновенно, без отстаивания, увеличивалась от цикла к циклу.

После суток отстаивания росла и удельная активность второго слоя сверху (3,5 см), а в нижнем слое (4 см) наблюдался рост только до шестого цикла, затем удельная активность снижалась.

Зависимость удельной активности воды от ее мутности также прямо пропорциональна, как и в опыте с сосудом 1.

В сосуд 3 емкостью 2,5 л помещали 600 г почвы с той же, как и раньше, радиоактивностью, и 2 100 г дождевой воды. Было проведено 5 циклов взмучивания и отстаивания: первый и пятый циклы — взмучивание в течение 3 сут по 3 мин каждое и слив без отстаивания; в четвертом цикле — взмучивание 15 мин в течение 3 сут,

слив также без отстаивания; во втором цикле длительность взмучивания 3 мин в каждые их трех суток и затем 1 ч отстаивания; в третьем цикле взмучивали так же, как и во втором, но отстаивание длилось 2 ч. Всю сливаемую воду высушивали и определяли мутность. Вместо слитой воды добавляли столько же исходной дождевой воды. Удельная активность воды была пропорциональна ее мутности (рисунок, в — от цикла к циклу прямая на графике круче).

Зависимость удельной активности мутной воды от глубины воды для случая без отстаивания аналогична (см. рисунок, б). Время слива из верхнего слоя толщиной 3 см — 6 мин, из второго и третьего толщиной 6 см — 11 мин, из нижнего слоя толщиной 5 см — 8 мин. Удельная активность слоев мутной воды в пер-

вом цикле существенно выше (на 200 Бк/л), чем в четвертом и пятом циклах. После 1 и 2 ч отстаивания удельная активность нижних слоев мутной воды увеличивается по сравнению с верхними.

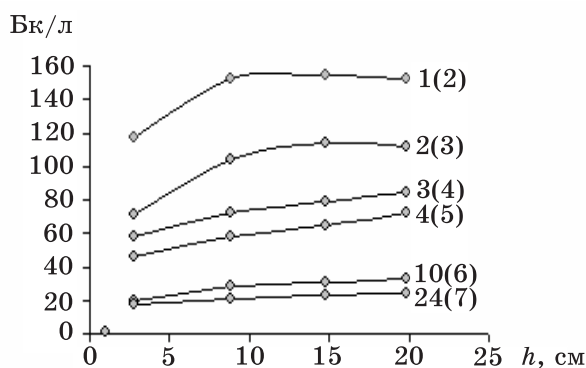
По трем описанным опытам определяли эффект осветления с течением времени:

$$\Theta_t = \frac{C_H - C_t}{C_H} \cdot 100 \%,$$

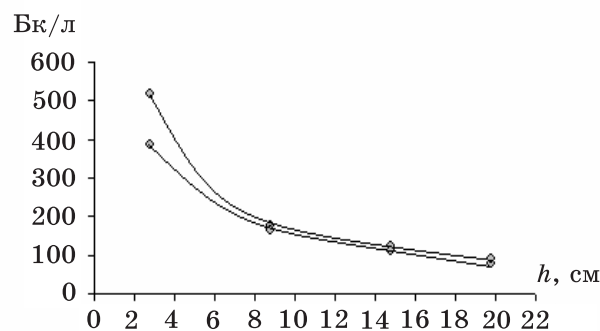
где C_t — остаточная удельная концентрация в мутной воде после отстаивания в течение t , мин; C_H — начальная удельная концентрация в мутной воде.

По результатам расчетов построены графики (рисунок, г).

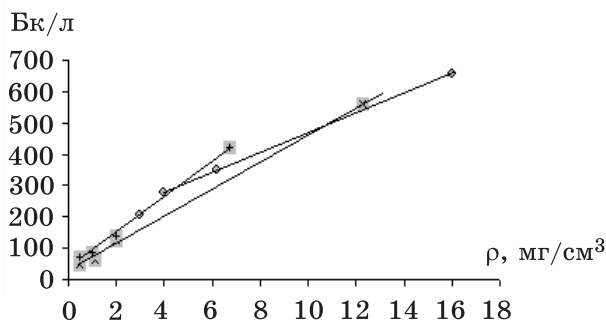
Средняя скорость течения воды в осушительных каналах должна быть неразмываемой, чтобы не происходило повторного загрязнения



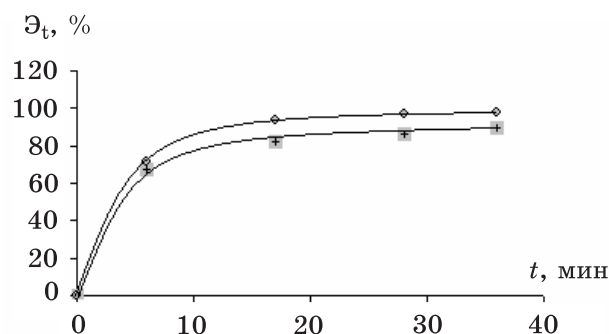
а



б



в



г

Особенности осаждения наносов с адсорбированным цезием в спокойной воде: а — распределение удельной активности мутной воды по глубине в зависимости от времени отстаивания (1...24 — часы отстоя, (2)...(7) — номер цикла); б — изменение удельной активности мутной воды по глубине (время слива: 5 мин — для глубины 2,8 см, 11 мин — для глубины 6 см, 7 мин — для глубины 5 см); в — зависимость удельной активности воды от ее мутности в сосуде 3 (1, 4, 5 — циклы без отстаивания: о — первый цикл; + — четвертый цикл; х — пятый цикл); г — зависимость эффекта осветления от времени отстаивания в сосуде 3: + — первый цикл; о — четвертый цикл

воды радиоактивными наносами. Максимальная скорость на размыв для донных отложений из ила, мелкого песка, пльвуна — 0,15...0,30 м/с. Проводящие осушительные каналы не должны заиляться и зарастать. По условиям незарастания каналов скорость течения не должна снижаться ниже 0,5 м/с, чтобы илистые частицы не оседали ниже 0,25 м/с, песчаные частицы — ниже 0,4 м/с. Эти требования противоречат условию поддержания взвешенных частиц с радиоактивным заражением. Канал должен заиляться и зарастать, при этом коэффициент шероховатости увеличивается от $n = 0,02...0,03$ для новых или очищенных каналов до $n = 0,06...0,15$ для заросших каналов. Снижая скорости течения, необходимо оставлять пропускную способность канала достаточной для пропуска расчетных расходов дождевых и талых вод.

За 30 мин отстаивания вода на 65...90 % освобождается от радиоактивного загрязнения (см. рисунок, г).

В водных объектах постоянно происходят природные процессы очищения воды, но очень медленно. Одним из способов активизации процессов самоочищения воды является посадка в водотоках на мелководьях высшей водной растительности. При невысокой стоимости и незначительных эксплуатационных издержках происходит очистка от нескольких загрязнителей.

Заросли тростника, камыша, рогоза очищают загрязненные воды на 90 % от примесей, извлекая более 20 химических элементов [2].

Поддерживаемая в канале скорость 0,15 м/с (при такой скорости ил не размывается) за счет создания отстойника, зарослей рогоза, камыша, тростника и увеличения коэффициента шероховатости в 3–5 раз может уменьшиться до 0,05...0,03 м/с.

Длина отстойника должна быть $L = 0,05 \cdot 30 \cdot 60 = 90$ м.

При допустимой на размыв скорости течения 0,3 м/с длина отстойника

будет 180 м. Лабораторные опыты с осаждением радиоактивного ила показали, что и после 10 сут отстаивания в воде может оставаться до 50...100 Бк/л активности цезия, хотя при этом достигается высокий эффект осаждения — 96 %.

Длина отстойника в этом случае при скорости течения 0,005 м/с $L = 0,005 \cdot 10 \cdot 24 \cdot 60 \cdot 60 = 4320,0$ м.

Один из результатов опытов: за 2 ч отстаивания удельная активность в воде достигла 28 Бк/л.

Из сосуда 4 (с почвой) после многократных взмучиваний, отстаиваний воду слили. В течение года почва высыхала в открытом сосуде при комнатной температуре 13...23 °С. В результате сверху образовался плотный, слежавшийся слой почвы толщиной 1 см, нижний слой высохшей почвы толщиной 2,5 см представлял собой мелкий, белесый, хорошо промытый рассыпающийся песок. Нижний слой разделили на 2 слоя толщиной 1,5 и 1 см. Радиоактивность каждого слоя проверили на радиометре РУБ-01П6 в кюветке «Маринелли» для навески 100 г (табл. 1).

Таким образом, взмученная почва, осаждающаяся в воде, формирует разные по мехсоставу и плотности слои: верхний — 0,83, средний — 1,28, нижний — 1,36 г/см³. Мельчайшие частицы верхнего слоя, обладая большей адсорбирующей способностью, формируют удельную радиоактивность даже более высокую, чем в исходном варианте (радионуклиды почвы в исходном варианте распределены равномерно по всей толщине). Такая дифференциация радиоактивности по слоям ила выявлена автором в прудах, каналах, отстойниках и в естественных водоемах. Высокая активность верхнего слоя наносов отмечается в том числе и в водоемах, на водосборных площадях которых радиоактивность почв в несколько раз ниже.

Следующий опыт. В сосуд 5 с дистиллированной водой (2100 г) поместили радиоактивный ил массой 600 г.

Таблица 1

Изменение активности осевших наносов по слоям

Слой	Вес почвы и наносов, г	Вес навески, г	Плотность насыпной почвы, г/см ³	Удельная активность, Бк/кг	Изменение удельной активности, Бк/кг
Исходное значение					
	600	200	0,98	11 295	–
После взмучиваний и осадений					
1	134	100	0,83	16 385	+5 090
2	210	100	1,28	1 878	–9 417
3	102	100	1,36	1 541	–9 754

Ил отобрали из отстойника на магистральном канале осушительной системы у населенного пункта Колодезский Новоыбковского района.

В течение двух месяцев ил ежедневно взмучивали встряхиванием закрытого сосуда и затем в течение 1 года он осаждался в спокойной воде. Слой сухого ила составлял 10 см, после осаждения в воде — 16 см. Проколов в стенке пластмассового сосуда отверстия на глубине от первоначальной поверхности воды 4, 8 и 11 см, воду слили по слоям. Радиоактивности в воде не обнаружили, т. е. ил

частицы оказались слишком тяжелыми, чтобы поддерживаться во взвешенном состоянии броуновским движением.

Опыт свидетельствует, что диффузия цезия-137 из верхнего слоя ила с высокой активностью в стоячую воду с нулевой активностью настолько незначительна, что радиометром ее обнаружить невозможно.

После подсушивания на электрокалорифере ил осел на 2,5 см. Общий слой ила 13,5 см был разделен на 5 слоев, и с помощью радиометра определена радиоактивность каждого слоя (табл. 2).

Таблица 2

Изменение активности ила, осевшего после многократных взмучиваний

Слой (от поверхности)	Толщина слоя, см	Вес, г	Плотность насыпного ила, г/см ³	Характеристика слоя	Удельная активность, Бк/кг	Изменение удельной активности, Бк/кг
Исходные значения						
	13,5	600	0,66	–	–	–
После осаждения ила						
1	3,5	88	0,50	Ил	6 996	+1 764
2	2,5	96	0,55	Ил	6 471	+1 239
3	2,5	88	0,58	Ил с песком	5 356	+124
4	2,5	102	0,64	Ил с песком	4 932	–300
5	2,5	182	1,16	Песок	1 372	–3 860

Судя по табл. 2, распределение удельной активности по толщине ила, осевшего на дно под слоем воды, тесно связано со значением плотности ила. Меньше плотность — мельче ил, больше адсорбирующая поверхность — больше радиоактивность, и наоборот.

На каждом конкретном объекте во время предпроектных изысканий необходимо отобрать пробы радиоактивной почвы из пахотного горизонта и путем отстаивания взмученной почвы в лабораторных цилиндрах определить время, наиболее подходящее для отстаива-

ния, и длину биоканала.

Результаты опытов. Остаточное содержание загрязнения в воде после прохождения потоком отстойника может быть ликвидировано за счет самоочищающей способности водотока на пути до водоприемника рыбохозяйственного назначения.

После впадения магистрального осушительного канала в ручей, практически без разбавления на расстоянии 1000 м удельная активность снизилась с 37 до 15 Бк/л [3].

Ниже отстойника по течению необходимо оставлять чистое, без

растительности, русло с относительно высокой скоростью течения, где будет происходить самоочищение воды.

Таким образом, соорудив отстойники с водной растительностью на каналах и других водотоках, можно достичь следующих результатов:

высокого эффекта очистки воды за счет осаждения наносов, а вместе с ними ионообменных форм цезия-137;

накопления активности цезия в биомассе, снижения его в иле и, следовательно, в воде при вторичном загрязнении всей экосистемы водоема;

высокого транспирационного расхода водной растительностью, а значит, снижения расхода воды в канале (особенно в меженный период) и роста коэффициента разбавления радиоактивного загрязнения речными водами;

снижения ветрового воздействия на водную поверхность и, следовательно, исключения вторичного загрязнения воды при взмучивании наносов;

развития в зарослях водоемов микроскопических планктонных водорослей, обогащающих воду кислородом, необходимым для дальнейшего очище-

ния воды благодаря жизнедеятельности микроорганизмов.

В отличие от ирригационных отстойников в отстойниках с водной растительностью главное — это осаждение мельчайших фракций, на которых в основном адсорбируются радионуклиды.

Ключевые слова: радионуклиды, отстойники, наносы, осаждение, цезий-137, почвенные частицы, эффективность очистки воды, осаждение наносов, удельная активность, ветровое воздействие.

Список литературы

1. **Казаков, С. В.** Принцип оценки радиозэкологического состояния водных объектов [Текст] / С. В. Казаков // Радиационная биология. Радиозэкология. — 2004. — Т. 44. — № 6. — С. 694–704.

2. **Зимон, А. Д.** Мир частиц [Текст] / А. Д. Зимон. — М. : Изд-во «Наука», 1988. — 192 с.

3. **Василенков, С. В.** Самоочищение воды от радионуклидов в водоемах [Текст] / С. В. Василенко // Проблемы экологической безопасности и природопользования : материалы Международной научно-практической конференции. — Вып. 7. — М. : МАЭБП, «Норма», 2006. — С. 137–140.