

Данный файл представлен исключительно в ознакомительных целях.

Уважаемый читатель!

Если вы скопируете данный файл,
Вы должны незамедлительно удалить его сразу после ознакомления с содержанием.
Копируя и сохраняя его Вы принимаете на себя всю ответственность, согласно действующему международному законодательству .
Все авторские права на данный файл сохраняются за правообладателем.
Любое коммерческое и иное использование кроме предварительного ознакомления запрещено.

Публикация данного документа не преследует никакой коммерческой выгоды. Но такие документы способствуют быстрейшему профессиональному и духовному росту читателей и являются рекламой бумажных изданий таких документов.

МИНИСТЕРСТВО ПРИРОДНЫХ РЕСУРСОВ
РОССИЙСКОЙ ФЕДЕРАЦИИ

**ГЕОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ
ИССЛЕДОВАНИЯ
И ОХРАНА
НЕДР**

**ЗАГРЯЗНЕНИЕ ПОДЗЕМНЫХ ВОД
ОТХОДАМИ ЖИВОТНОВОДСТВА**



ОБЗОРНАЯ ИНФОРМАЦИЯ

Геоинформмарк
Москва, 1998

**МИНИСТЕРСТВО ПРИРОДНЫХ РЕСУРСОВ
РОССИЙСКОЙ ФЕДЕРАЦИИ**

ЗАКРЫТОЕ АКЦИОНЕРНОЕ ОБЩЕСТВО "ГЕОИНФОРММАРК"

**ГЕОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ
И ОХРАНА НЕДР**

*Обзорная информация
Выпуск 3*

**ЗАГРЯЗНЕНИЕ ПОДЗЕМНЫХ ВОД
ОТХОДАМИ ЖИВОТНОВОДСТВА**

Издается с 1991 г

Москва 1998

Выходит 3 раза в год

РГАСНТИ 55:502.7:38.61
УДК 556.338

И.А.Позднякова, В.С.Путилина,
И.В.Галицкая (ИГЭ РАН)

Введение

Потребности современного общества в мясомолочной продукции во многих развитых странах в основном решаются с помощью промышленных животноводческих комплексов – крупных хозяйств с законченным циклом производства и высоким уровнем механизации и автоматизации, работающих по общей схеме, обеспечивающей непрерывное производство продукции.

Крупные животноводческие комплексы (КЖК) есть в США, Германии, Франции, Италии, Великобритании, Чехии, Венгрии и других странах. В России в начале 90-х годов насчитывалось более 2000 комплексов. Большая часть из них находится в Московской, Ленинградской, Орловской, Белгородской, Нижегородской, Новгородской, Омской областях, Краснодарском и Алтайском краях [8].

©ЗАО "Геоинформмарк", 1998

(с) ИГЭ РАН 2007. Гидрогеологическая База Знаний. www.hge.pu.ru

Низкая себестоимость продукции, быстрая окупаемость затрат делают строительство комплексов экономически выгодным. Однако промышленное животноводство, как любое крупное производство, сопряжено с большим количеством отходов, содержащих вредные вещества. По количеству вырабатываемых ежедневно отходов и потреблению питьевой воды КЖК эквивалентен городу среднего размера или крупной промышленной зоне. КЖК расположены, как правило, вблизи населенных пунктов, рек и водозаборов питьевого назначения. Многочисленными исследованиями в нашей стране и за рубежом установлены факты загрязнения природной среды – воздуха, почв, растительности, поверхностных и подземных вод в районах КЖК.

В последние годы в зарубежных и отечественных публикациях особое внимание уделяется влиянию животноводческих хозяйств на подземные воды и окружающую среду в целом. Основными вопросами, затрагиваемыми в публикациях, являются экологические аспекты промышленного животноводства, загрязнение окружающей среды в районах животноводческих хозяйств, основные механизмы формирования загрязнения – процессы трансформации и переноса загрязняющих веществ в окружающей среде, в том числе в подземных водах, методы изучения и прогноза загрязнения подземных вод с целью выработки комплекса мероприятий по охране подземных вод в районах развития интенсивного животноводства.

ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ ПРОМЫШЛЕННОГО ЖИВОТНОВОДСТВА

Характеристика животноводческих хозяйств

Степень воздействия комплексов на окружающую среду зависит от их назначения, вида, численности и способа содержания животных, состава и количества животноводческих отходов, способов их очистки и утилизации [3].

По своему назначению животноводческие комплексы подразделяются на комплексы крупного рогатого скота по производству молока и мяса, свиноводческие, птицеводческие и овцеводческие. Промышленными животноводческими комплексами считаются животноводческие хозяйства со среднегодовым поголовьем скота 1200 голов и более. На комплексах применяется бесподстильное стойловое содержание скота, уборка помещений методом гидросмыва, сухое кормление животных, обработка и утилизация отходов. Крупными считаются комп-

лексы с единовременным содержанием от 108 до 210 тыс. голов скота. Отходы с животноводческого комплекса представляют собой смесь твердых и жидких экскрементов животных, остатков корма с питьевой и технологической водой, песком, землей и другими посторонними включениями – частицами шерсти, щетины и т.д. [9]. Твердые экскременты животных называют твердой фракцией отходов животноводческих комплексов, а технологическую воду и жидкие выделения животных – жидкой фракцией [20]. Выход жидкой фракции с комплексов на порядок превышает выход твердой фракции (табл. 1).

Таблица 1

Характеристика промышленных животноводческих комплексов [20], (Рэуце К., 1986)

Вид животных	Среднегодовое поголовье, тыс голов	Назначение	Количество отходов	
			твердой фракции, тыс т / год	жидкой фракции тыс. м ³ /год
Крупный рогатый скот (КРС)	1,2	Производство		
		молока	3,8	48,0
То же	1 6	–"–	4,9	63,5
–"–	2,0	–"–	6,2	79,2
–"–	3,0	говядины	3,3	41,6
–"–	5,0	–"–	5,6	69,2
–"–	10,0	–"–	11,2	138,5
–"–	20,0	–"–	22,4	277,0
Свиньи	12,0	Откорм	5,5	35,4
–"–	12,0	Выращивание и откорм	7,2	51,1
–"–	54,0	То же	17,2	421,0
–"–	108,0	–"–	34,3	842,0
Поросята	24,0	Выращивание	34,4	102,6
Птица	90,0	Выращивание и откорм	0,7	1,5
Овцы	6,0	То же	3,0	7,0

Количество отходов с животноводческого комплекса определяется количеством выделяемых животными экскрементов и объемом технологических вод. Объем экскрементов зависит от вида и возраста животных, способа их содержания, продолжительности стойлового периода,

вида кормов. Количество твердых и жидких выделений в сутки от одного взрослого животного в 10 раз превышает выход экскрементов от молодого. Количество твердых и жидких выделений у крупного рогатого скота больше, чем у свиней. Соотношение твердых и жидких выделений у крупного рогатого скота и свиней различное (табл. 2).

Таблица 2

**Выход экскрементов и сточных вод
с животноводческих комплексов, на 1 голову в сутки [3],
(Рэуце К., 1986; Ягодин Б.А., 1982)**

Вид животных	Твердая фракция (навоз), кг	Жидкая фракция (моча), л	Техноло- гическая вода для смыва, л	Общая смесь не- очищен- ных сточ- ных вод, л	Среднее количес- тво, л
Телята до 6 мес	10-19	4-8	10-15	24-42	33
Телята до 8 мес.	13-22	5-8	14-17	32-47	39
Молочные коровы	20-30	10-15	20-25	50-70	60
Быки-произво- дители	40	—	—	—	—
Поросята	1,5-2,2	2,5-4,5	—	—	—
Свиноматки	8,8-15,3	—	—	—	—
Хряки	10,0-11,1	—	—	—	—
Овцы	1,5-2,5	0,6-1,0	—	—	—
Лошади	15-20	4-6	—	—	—

Как видно из табл. 1 и 2, применение на животноводческих комплексах гидросмыва для уборки помещений приводит к увеличению количества отходов в два и более раз. Это особенно актуально для свиноводческих комплексов производительностью около 100 тыс. голов в год. Количество отходов с таких комплексов при самосплаве экскрементов составляет 200-300 тыс., а при гидросмыве - до 1 млн м³/год.

Таким образом, характерной чертой современного животноводческого производства является сосредоточение на небольших площадях большого числа животных и выработка большого количества отходов. Однако не только количество, но и состав отходов животноводческих комплексов представляет опасность для окружающей среды.

Характеристика отходов животноводства

В животноводческих отходах большую долю составляет жидкая фракция навоза, разбавленная техническими водами. Именно эта часть отходов в дальнейшем будет называться животноводческими стоками, сточными водами, навозными стоками, жидким навозом, стоками КРС, свиностоками.

По своему фазовому составу сточные воды представляют собой полидисперсную суспензию, состоящую из разнообразных органических и минеральных соединений, воды, газов, многочисленных микроорганизмов [3, 16]. Плотность сточных вод, например, свиносток составляет 1010 кг/м^3 . Фракционный состав взвешенных веществ в сточных водах неоднороден. В сточных водах свиного комплекса 50% составляют частицы, средний размер которых 1-2 мм, 35% – до 1 мм и 15% – свыше 3 мм. Содержание воды в стоках при удалении навоза гидросмывом составляет от 94 до 98%. Чем больше воды в навозных стоках, тем интенсивнее процессы его расслоения. При 98%-ном содержании воды в стоках уже через 15 мин отстаивания в осадок выпадает до 85% взвешенных частиц [9, 20].

Химический состав сточных вод определяется химическим составом экскрементов животных, который в свою очередь зависит в основном от кормового рациона. Как это видно из табл. 3, относительное содержание биогенных элементов (азота, калия) в жидкой фракции экскрементов любых животных больше, чем в твердой. Максимальную удобрительную ценность имеет куриный помет, минимальную – навоз КРС.

Таблица 3

Содержание некоторых химических элементов в экскрементах животных, % от веса [16], (Руэце К., 1986)

Вид животных	Экскременты	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	CaO	MgO	SO ₄
КРС	Твердые	0,29	0,17	0,26	0,35	0,13	0,04
	Жидкие	0,58	0,01	0,83	0,01	0,04	0,13
Свиньи	Твердые	0,43	0,41	0,15	0,09	0,1	0,04
	Жидкие	0,6	0,07	0,49	-	0,08	0,08
Куры	Помет	1,5	1,4	0,5	1,1	-	-
Лошади	Твердые	0,44	0,35	0,35	0,45	0,24	0,06
	Жидкие	1,55	-	1,5	0,15	0,12	0,06
Овцы	Твердые	0,55	0,31	0,26	0,46	0,15	0,14
	Жидкие	1,95	0,01	2,26	0,16	0,34	0,3

Если содержание биогенных элементов в экскрементах свиней и КРС примерно одинаковое, то сточные воды КРС более концентрированные, чем свиностоки (табл 4)

Таблица 4

Химический состав сточных вод [20]

Показатель	Свиностоки	Стоки КРС
рН	6,6-8,2	7,2
Взвешенные вещества, мг/л	5200-12400	8600-71400
Сухой остаток, мг/л	2700-5300	5000-7800
Азот общий, мг/л*	1000-1100	1300-1800
Фосфор P_2O_5 , мг/л	100-500	300-700
Калий K_2O_5 , мг/л	200-600	400 500
Кальций, мг/л	200-400	300-600
Магний, мг/л	100-200	100
Натрий, мг/л	100-200	100
Сульфаты, мг/л	200-400	400
Хлориды, мг/л	200-800	400-500
ХПК, мг O_2 /л	7300-8200	12900-19200
БПК ₅ , мг O_2 /л	2000-6000	3000-8000

*Азот общий – общее содержание азота в нитратах, аммонных и органических соединениях

Свиностоки имеют более кислую реакцию и более высокие показатели бактериального загрязнения (табл 5)

Таблица 5

Санитарные показатели сточных вод [20]

Показатель	Свиностоки	Стоки КРС
Микробное число	10^7 - 10^5	10^7
Колититр, мл	10^6	10^7
Титр энтерококка, мл	–	10^{-5} - 10^{-3}
Яйца гельминтов, шт	5-7	10-20

Микробиологический состав сточных вод очень сложный. В сточные воды попадают из экскрементов животных патогенные организмы – сальмонеллы, простейшие (амебы, лептоспирсы), паразитные черви. В большом количестве в сточных водах присутствуют аэробные и анаэробные бактерии (в том числе азотобактерии), молочнокислые бактерии, споры и грибки, бактерии фекального загрязнения – энтеро- и стафилококки, возбудители бруцеллеза, туберкулеза, чумы; яйца гельминтов [20].

В сточных водах содержится большое количество органических соединений, на что указывают высокие показатели химического и биологического потребления кислорода (ХПК и БПК₅), однако полный перечень органических соединений животноводческих стоков в литературе не приводится. Известно, что в сточных водах присутствуют безазотистые (клетчатка, целлюлоза, лигнин) и азотсодержащие органические соединения – белки и продукты их распада, мочевины, гиппуровая и мочевины кислоты, креатин, креатинин, фенолы [16, 20].

Сточные воды содержат соединения из рациона животных такие, как поваренная соль (10 г NaCl на голову в сутки); добавки в корм – биостимуляторы роста и средства борьбы с вредителями – медь, железо, марганец, мышьяк, бор, молибден, цинк, кобальт, антибиотики, гормоны, диуретики, энзимы, эмульгаторы (табл. 6). Сточные воды могут содержать гигиенические средства по очистке загонов и обработке животных – каустическую соду (100 кг/сут на 100 тыс. свиней), инсектициды, дезодораторы, бактерициды, фенолы, СПАВ [20], (Рэуце К, 1986).

Таблица 6

**Содержание тяжелых металлов
в жидком навозе влажностью 90% (мг/л) [20]**

Вид животных	V	Mn	Mo	Cu	Zn
Молочные коровы	3,6	31,4	0,17	3,7	19,2
Откормочные бычки	4,0	21,8	0,24	4,3	20,1
Откормочные свиньи	3,6	27,3	0,13	6,9	36,8
Свиноматки	4,0	21,6	0,17	5,5	32,9

Таким образом, животноводческие сточные воды характеризуются высоким содержанием патогенной микрофлоры, взвесей, азота, фосфора, калия, органических веществ, тяжелых металлов и других опасных соединений. Большое количество и высокая степень загрязнения сточных вод делают невозможным их отвод в водоемы или коммунальные очистные сооружения.

Проблема утилизации отходов животноводства в настоящее время решается использованием животноводческих стоков для орошения сельскохозяйственных культур.

Утилизация животноводческих стоков при орошении сельскохозяйственных культур

Основной предпосылкой для использования животноводческих стоков при орошении культур является наличие в стоках большого количества питательных веществ – азота, фосфора, калия, которые представляют собой высокую удобрительную ценность и усваиваются растениями лучше, чем минеральные удобрения. При правильном строго нормированном внесении животноводческих стоков урожайность орошаемых культур возрастает в несколько раз. Стоки используют для орошения кормовых культур – многолетних трав – люцерны, клевера, кукурузы, свеклы и подсолнечника [24].

По сравнению с такими новыми способами утилизации животноводческих отходов, как их переработка в компосты, кормовые добавки, удобрения и биогаз, орошение животноводческими стоками сельскохозяйственных культур является наиболее экономически выгодным и технически выполнимым.

Технология орошения животноводческими стоками хорошо известна и успешно применяется на практике в США, Германии, Великобритании, Греции, Чехии и других странах. Так, в США используется более 2 млрд т жидкого навоза, в Англии – около 130 млн т, в Германии – 200 – 300 млн т ежегодно (Williams Ed., 1985). В Греции орошается животноводческими стоками около 400 тыс. га сельскохозяйственных угодий, в России общая площадь орошаемых животноводческими стоками земель составляет сотни тысяч гектар [3, 42].

Орошение сельскохозяйственных культур животноводческими стоками в России осуществляется согласно ведомственным строительным нормам ВСН 33 – 2.2.01 - 85 "Оросительные системы с использованием животноводческих стоков". Нормы регламентируют: порядок подготовки стоков для орошения; концентрацию общего азота в стоках, нормы внесения стоков в зависимости от типа почв и орошаемых культур; минимальный размер орошаемой площади, предельно допустимые содержания нитратов и нитритов в орошаемых культурах; способы, технику и технологию поливов; природоохранные мероприятия.

Подготовка сточных вод для орошения заключается в их очистке от твердой фракции с целью предотвращения кольматации почв; в обеззараживании стоков и удалении органических соединений с целью предотвращения загрязнения окружающей среды. Самая распростра-

ненная технология очистки сточных вод применяется на комплексах КРС и многих свинокомплексах (рис. 1).

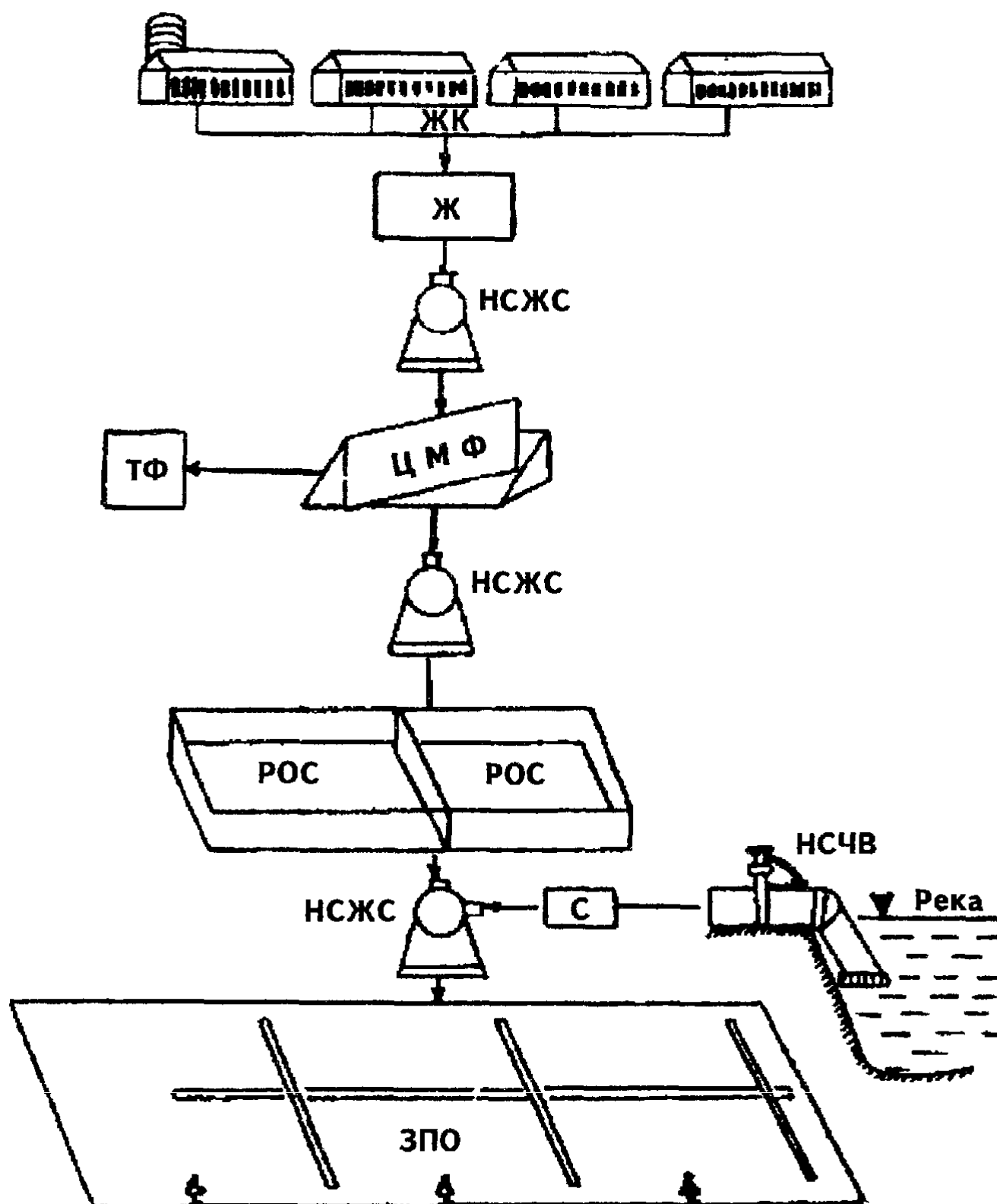


Рис. 1. Схема подготовки и использования животноводческих стоков для орошения [11]

ЖК – животноводческий комплекс; Ж – жижесборник; ЦМФ – цех механического фракционирования; ТФ – твердая фракция; НСЖС – насосная станция животноводческих стоков; РОС – резервуар осветленных стоков, НСЧВ – насосная станция чистой воды; С – смеситель; ЗПО – земледельческие поля орошения

Жидкий навоз удаляется из рабочих помещений скребковым транспортером, самосплавом или методом гидросмыва, затем поступает в жижеборник – подземный резервуар емкостью, рассчитанной на суточный прием. Оттуда по трубам с помощью насоса стоки попадают в сооружения механической очистки (цех механического фракционирования), где на барабанных ситах и разделителях, песколоках и в отстойниках происходит разделение стоков на твердый осадок и осветленные стоки. Твердая фракция стоков складывается, компостируется и вносится на поля запахивания. Жидкая фракция обеззараживается в карантинных камерах и выдерживается в течение 6-8 мес. в резервуарах осветленных стоков. Осветленные стоки смешиваются с дренажными водами, разбавляются чистой водой и по оросительной сети подаются на поля земледельческие орошения.

Технология подготовки стоков на крупных свиноводческих комплексах отличается тем, что после механической очистки осветленные стоки подаются на очистные сооружения двухступенчатой искусственной биологической очистки – аэротенки. В аэротенках в присутствии большого количества кислорода под действием активного ила (сuspензии аэробных бактерий) происходит разложение органических веществ. Образующийся при этом избыточный активный ил и осадки подаются в отстойники и далее на поля запахивания. Очищенные стоки проходят доочистку в прудах-накопителях с гидроизоляцией, разбавляются чистой водой и далее используются для орошения сельскохозяйственных культур [9].

При очистке стоков происходит перераспределение биогенных элементов. Так, при механическом разделении стоков на твердую и жидкую фракции большая часть (до 75%) – азота, калия и фосфора – переходит в жидкие стоки [3]. При биологической очистке pH стоков увеличивается, что приводит к увеличению в стоках концентраций нитрат-иона и уменьшению иона аммония (табл. 7).

Наиболее спорным вопросом является применение дорогостоящей биологической очистки стоков, используемых в дальнейшем для орошения сельскохозяйственных культур. Эффективность работы сооружений искусственной биологической очистки по отношению к органическим соединениям и патогенным микроорганизмам с годами работы сооружений становится невысокой. Так, проектный показатель очистки стоков БПК₅ (40-50 мг O₂/л) достигается редко (табл. 8). Низкая эффективность биологической очистки объясняется их перегрузкой вследствие неконтролируемого использования воды для уборки навоза методом гидросмыва. Потери же биогенных элементов согласно обобщенным данным при этом достигают для азота 90% [9, 11].

**Показатели состава сточных вод свиноводческого комплекса
после различных этапов очистки [20]**

Показатель	До очистки	механиче- ской	После очистки	
			в аэротенках 1 ступени	в аэротенках 2 ступени
pH	6	6,5	7,0	6,9
NH ₄ , мг/л	160	137	132	112
NO ₃ , мг/л	0,4	0,3	5 5	7,14
PO ₄ , мг/л	119	102	78,8	71,3
Взвешенные вещества, мг/л	12390	2577	489	168
БПК ₅ , мг O ₂ /л	1615	896	90	20
ХПК, мг O ₂ /л	3851	2049	778	345
Число кишечных палочек в 100 мл	2,4 10 ⁶	-	-	5700

Таблица 8

**Изменение состава стоков свиноводческих комплексов
в результате биологической очистки [9]**

Место отбора проб	N _{общ}	P _{общ}	K	БПК ₅ , мг O ₂ /л	pH
	мг/л				
До очистных сооружений	1000	310	290	-	-
После 1 ступени очистки	180	55	120	550	7 5
После 2 ступени очистки	100	40	80	185	8,5

Наиболее экологически важным параметром при орошении сельскохозяйственных культур животноводческими стоками является концентрация общего азота в поливной воде. Согласно СНиП 2 06 03-85 "Мелиоративные системы и сооружения", в зоне избыточного и достаточного естественного увлажнения при проведении увлажнительно-удобрительных и удобрительных поливов сточными водами в вегетационный период концентрация общего азота в стоках не должна превышать

а) для многолетних злаковых трав второго и последующих лет жизни – 1,5 г/л,

б) многолетних злаковых трав спустя 60 дней после всходов, для люцерны, клевера, смеси однолетних трав без бобовых – 1 г/л,

в) кукурузы и зерновых – 800 мг/л;

г) свеклы и подсолнечника – 500 мг/л.

Для районов недостаточного увлажнения концентрации общего азота в стоках должны быть меньше вдвое. Концентрация фосфора и калия в сточных водах не лимитируется [9].

Годовая норма внесения стоков определяется с учетом биологических потребностей орошаемых культур и обеспеченности почвы питательными веществами. Вынос биогенных элементов определяется индивидуально для каждого вида растений опытным путем (табл. 9).

Таблица 9

**Ориентировочный вынос биогенных элементов
с урожаем в Нечерноземной зоне [ВСН 33 - 2.2.01 - 85]**

Культура	Вынос с урожаем на 1 т продукции, кг		
	N _{общ}	P ₂ O ₅	K ₂ O
Гречиха	30	15	40
Кукуруза	4	2	5
Подсолнечник	5	3	8
Свекла	6	2	8
Клевер	19	6	15
Многолетние злаковые травы	4	1	5

Урожайность орошаемых культур увеличивается с ростом нормы внесения стоков, особенно это проявляется у многолетних трав. Так, при увеличении этой нормы от 200 до 400 м³/га урожайность многолетних трав увеличивается в 2 раза [9]. Урожайность некоторых культур зависит также от вида сточных вод. Так, лучшему росту капусты способствует внесение свиносток [3, 4]. В России на хорошо дренированных территориях при наличии дренажа допускается внесение неразбавленных стоков нормами не более 150-180 м³/га. Биологически очищенные сточные воды можно вносить без разбавления (норма 400-600 м³/га). При многолетней эксплуатации полей орошения годовые нормы внесения осветленных после механической очистки живот-

новодческих стоков обычно составляют 200-300 м³/га (Никитин В.А., 1987). Минимальный размер площадей утилизации стоков со свиноводческого комплекса мощностью 108 тыс. голов в таком случае должен быть 2000-3000 га [ВСН 33 - 2.2.01 - 85].

Таким образом, при использовании животноводческих стоков для орошения сельскохозяйственных культур, с одной стороны, решается проблема утилизации отходов, а с другой, повышается урожайность орошаемых культур. Однако в самой технологии подготовки сточных вод для орошения содержится угроза загрязнения окружающей среды. Причины загрязнения могут быть следующие:

- складирование твердых отходов на поверхности земли;

- утечки из производственных коммуникаций;

- переполнение накопителей стоков и аварийные прорывы вследствие перепроизводства сточных вод из-за неконтролируемого расхода технологических вод;

- применение для орошения недостаточно очищенных стоков вследствие низкой эффективности биологической очистки стоков из-за перегрузки сооружений биологической очистки;

- внесение избыточного для растений количества стоков из-за нехватки площадей орошения;

- внесение стоков на снег в холодное время года.

ЗАГРЯЗНЕНИЕ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ В РАЙОНЕ ЖИВОТНОВОДЧЕСКИХ ХОЗЯЙСТВ

Источниками загрязнения окружающей среды могут быть производственные помещения и коммуникации, площадки складирования твердых отходов, пруды-накопители жидких отходов, иловые карты, участки выпаса и содержания скота, силосные ямы и башни, поля орошения [8].

Загрязнение природной среды могут вызвать присутствующие в сточных водах бактерии, химические соединения – органические вещества; соединения азота – аммоний и нитраты; химические элементы – тяжелые металлы, хлор, железо. Именно с интенсификацией животноводства, ростом поголовья скота, укрупнением животноводческих ферм, увеличением количества силосных ям, пахотных земель с использованием животноводческих стоков связывают во многих странах (Великобритания, Германия, США, Нидерланды) загрязнение окружающей среды нитратами и тяжелыми металлами [30].

Общий подход, который просматривается практически во всех публикациях по влиянию современного животноводства на окружающую среду, в том числе подземные воды, заключается в комплексном изучении и оценке загрязнения и взаимного влияния всех компонентов окружающей среды – атмосферного воздуха, почв, растительности, поверхностных и подземных вод. Такой подход представляется очень важным с точки зрения разработки защитных мероприятий по охране подземных вод от загрязнения, так как другие загрязненные компоненты окружающей среды могут быть источниками вторичного загрязнения подземных вод.

Загрязнение атмосферы

Источниками загрязнения атмосферного воздуха в районах КЖК являются площадки складирования твердой фракции отходов, накопители жидких отходов, пастбища, места открытого содержания скота, поля орошения и производственные помещения. Наиболее серьезную опасность для атмосферного воздуха представляют органические соединения, содержащиеся в животноводческих отходах. При разложении органических веществ в воздух выделяется большое количество токсичных газов – сероводорода, углекислого газа, аммиака, метана, а также органических соединений – жирных кислот, меркаптана, индола, скатола, аминов [16]. Опасным видом загрязнения атмосферного воздуха является микробиологическое загрязнение, которое распространяется с пылью. Находящиеся в пыли твердые частицы, состоящие на 90% из мелкодисперсных органических веществ, способны нести на себе болезнетворные микроорганизмы – грибки и бактерии.

Валовой выброс загрязняющих веществ только из систем вентиляции производственных помещений комплекса крупного рогатого скота на 10 тыс. голов составляет в сутки – 57 кг аммиака, 2148 кг органических соединений, микроорганизмов – до $1310 \cdot 10^9$ [16].

Сравнение количества выбросов аммиака на пастбищах, в местах содержания крупного рогатого скота, свиней, птицы, а также в местах хранения силоса и удобрений показало, что максимальное количество выбросов аммиака в атмосферу приходится на пастбища и фермы крупного рогатого скота. Количество выбросов аммиака в атмосферу зависит от метеоусловий и состояния почвы. Так, на легких почвах в условиях повышенных температур и низкой влажности эти потери могут достигать 30% от количества общего азота в навозе. При хранении отходов в течение 3-5 мес. потери общего азота летом составляют 10-15%, зимой 5-10% [14].

Предельно допустимая концентрация аммиака в воздухе составляет 0,02 мг/м³ (Рекомендации по обеспечению оптимального микроклимата и контролю за его состоянием в животноводческих помещениях, 1976). Неприятные запахи в воздухе распространяются на расстояние от 4,5 для комплекса КРС до 8 км для свинокомплекса.

Загрязняющие вещества из атмосферного воздуха оседают на растениях. Поглотительная способность растений, прежде всего деревьев, используется при создании санитарных лесозащитных зон для очистки воздуха в районах животноводческих комплексов и локализации неприятных запахов (табл. 10).

Таблица 10

**Поглотительная способность азота
различными породами деревьев [9]**

Вид деревьев	Поглотительная способность азота, г/кг сухих листьев
Тополь канадский	5,79
Вяз мелколистный	4,81
Рябина обыкновенная	3,76
Клен серебристый	1,80

Кроме того, природоохранные мероприятия по снижению воздействия животноводческих комплексов на атмосферу заключаются в удалении жилых и коммунальных строений на предусмотренные нормативами расстояния; снижении доли жидких органических веществ в отходах; введении системы фильтрации и очистки воздуха в рабочих помещениях – распылении безвредных для человека биологических активаторов, бактерицидных соединений, пахучих препаратов.

Загрязнение поверхностных вод

Наиболее тяжелые, катастрофические последствия для поверхностных вод имеют аварийные прорывы (сбросы) накопителей стоков, в результате которых заполняются навозной жижей долины небольших рек, ручьев, болота, овраги и другие пониженные формы рельефа. Большое количество отходов в поверхностные водотоки и водоемы поступает с талыми водами весной, а зимой из-за переполнения накопителей возможны проливы стоков на снег.

В обычных, предусмотренных технологией, ситуациях загрязняющие вещества поступают в поверхностные воды прежде всего с поверхностными и ливневыми стоками с полей орошения, участков выпаса скота, производственных площадок и т.д. (табл. 11).

Таблица 11

**Характеристика поверхностного стока
с территории комплексов [3]**

Наименование территории	Взвешенные вещества, мг/л	БПК, мг O ₂ /л	Нефтепродукты, мг/л
Выгульные площадки КРС	2000-3000	1000-1500	Отсутствуют
Внутрифермерские дороги с твердым покрытием	250-400	50-80	- "-
Открытые стоянки автомашин и техники	800-1200	160-200	50-100
Крыши зданий	75-120	25-40	Отсутствуют

Наиболее загрязнены поверхностные и ливневые стоки с площадок выгула, интенсивного выпаса, пастбищ крупного рогатого скота. Концентрации нитратов, аммония, фосфатов, хлора в поверхностном стоке с пастбищ крупного рогатого скота в целом превышают содержания этих компонентов в стоке с нетронутых полей от 2 до 10 раз [37].

Количество азота, выносимого с поверхностным стоком с полей орошения, находится в сильной зависимости от типа почвы, наличия дренажа, времени года, количества и интенсивности осадков, количества внесенных органических удобрений и продолжительности периода времени до возникновения поверхностного смыва. Расход поверхностного стока и количество выносимого азота с полей орошения выше на почвах с низкой инфильтрационной способностью. Максимальные концентрации азота в поверхностном стоке наблюдаются в холодный период года, а в период вегетации содержание азота не превышает нескольких процентов от внесенного на поля количества.

Загрязнение поверхностных вод происходит в результате сбросов в водотоки и водоемы загрязненных дренажных вод. С хорошо дренированных почв в дренажные воды может поступать от 10 до 55 кг азота нитратов на 1 га за год [29, 32].

Привнос загрязняющих веществ в поверхностные воды с подземным стоком, формирующимся в результате фильтрационных утечек и орошения в районах животноводческих комплексов, может быть существенным. Исследования, проведенные в Англии в бассейнах рек Slapton Wood, River Windrush, показали, что с подземным стоком с небольших (2 км^2) и больших (более 300 км^2) орошаемых территорий выносятся около 40% годового количества азота от внесенного на поля орошения [37].

Таким образом, качество поверхностных вод в районах животноводческих комплексов тесно связано с соблюдением технологии подготовки, хранения и утилизации животноводческих стоков; типом почв, степенью аккумуляции загрязняющих веществ растениями; качеством подземных вод и дренажного стока. Защита поверхностных вод от загрязнения животноводческими стоками заключается в доведении до минимума поверхностного стока с полей, исключении удобрения навозной жижей зимой и использовании мелиоративного дренажа для отвода избыточных вод.

Загрязнение почвы

Почвы являются наиболее важным элементом в экосистеме, так как остальные элементы – растения, поверхностные и подземные воды – испытывают опосредованное почвой влияние техногенных факторов. В почве происходят физико-химические и микробиологические процессы, которые регулируют процессы накопления, трансформации и выноса вещества. В зависимости от интенсивности и направленности этих процессов почва может стать либо источником вторичного загрязнения природной среды, либо мощным буфером, задерживающим или полностью перерабатывающим загрязняющие вещества [5].

Влияние отходов животноводства на почвы проявляется прежде всего в изменении физических и физико-химических свойств почвы; изменении ее биологической активности, накоплении в почве соединений азота, фосфора, калия, тяжелых металлов [3].

Как известно, основную агрохимическую ценность представляют рыхлые, пористые и влажные почвы. С этой точки зрения орошение животноводческими стоками вызывает ухудшение физических свойств – увеличение плотности сложения и уменьшение пористости. Однако имеются данные [12], что при орошении стоками увеличивается значение наименьшей влагоемкости, способствующее перемещению в почве растворимых питательных веществ (табл. 12).

**Изменение свойств чернозема среднесуглинистого
при орошении сточными водами свиного комплекса
в течение 3 лет [3]**

Слой, см	Плотность сложения, г/см ³		Пористость, %		Наименьшая влажность, %	
	до орошения	после орошения	до орошения	после орошения	до орошения	после орошения
0-30	1,01	1,06	60,1	58,2	23,1	30,7
30-50	1,24	1,27	51,0	49,8	20,6	23,1
50-100	1,45	1,47	42,9	42,1	18,9	19,8
0-100	1,28	1,31	49,7	48,5	20,5	23,7

При орошении животноводческими стоками происходит изменение структурного состава почв – образование большого количества макроагрегатов за счет поступления со сточными водами ила, гумуса и других органических веществ. Такое агрегирование почвы свидетельствует о повышении ее плодородия. Результаты изучения влияния оросительных норм сточных вод КРС на структурный состав супесей, глины, тяжелого суглинка показали, что увеличение доз внесения навоза сопровождается увеличением прочности агрегатов в суглинистой почве и уменьшением в глинистой [43]. Накопление гумуса в почвах является одним из положительных последствий орошения животноводческими стоками, оно в основном происходит в подповерхностном интервале мощностью от 30 до 50 см [3].

Внесение жидкого навоза имеет еще одно положительное последствие для почвы: увеличение содержания в почве углерода и азота, это, в свою очередь, приводит к повышению биологической активности почвы. Биологическая активность почвы заключается в ее способности оказывать каталитическое действие на процессы разложения собственных и поступающих в нее органических и минеральных соединений благодаря имеющимся в ней ферментам. Ферменты в основном продуцируются микроорганизмами-грибами и бактериями. Критериями оценки биологической активности почвы являются численность бактерий и активность почвенных ферментов. Показатель (уровень) активности почвенных ферментов выражается в количестве разложенного субстрата за единицу времени на 1 г почвы. При орошении животноводческими стоками численность микроорганизмов увеличивается от 2 до 10 раз, а активность протеазы – фермента, ускоряющего рас-

щепление азотсодержащих белковых веществ, составляет 85%. Чем выше биологическая активность почв, тем интенсивнее перевод в доступное для растений состояние питательных элементов, тем выше ее плодородие [3].

Важную роль экологического барьера, препятствующего загрязнению других компонентов среды патогенной микрофлорой, при орошении животноводческими стоками играют почвы. Большое количество почвенных микроорганизмов, сапрофитных микробов в совокупности с корнями растений создают для чуждых почве микробов и бактерий неблагоприятную среду. Считается, что самоочищение почвы происходит за счет микробного антагонизма, основным фактором которого является борьба за питательные вещества [20]. Процесс естественного обеззараживания сточных вод особенно важен при внесении недостаточно очищенных от кишечной палочки и яиц гельминтов сточных вод свинокомплексов. Содержание яиц гельминтов сразу после полива такими стоками в слое почвы от 0 до 20 см составляет 200-400 (в 1 кг почвы), через четыре месяца – только 20-30. Микробиологические исследования показывают, что срок выживаемости яиц гельминтов в почвах, например, Московской области при благоприятных условиях может быть 5-7 лет. При использовании сточных вод для орошения срок выживаемости сокращается до 41-171 суток. Опыты по почвенному обеззараживанию стоков различными видами почв показывают, что 86-90% яиц гельминтов задерживаются в почве механически, а 10-15% адсорбируются ею. Суглинистая и черноземная почвы удерживают большее количество яиц гельминтов. Кишечная палочка хорошо сорбируется всеми типами почв, но в большей степени глинистыми почвами. При содержании в почве 26% глинистой фракции адсорбция кишечной палочки составляет 78-90% [20].

Одним из негативных экологических последствий применения животноводческих стоков для удобрения сельскохозяйственных культур является накопление почвой в избыточных количествах азота, калия, кальция, натрия и тяжелых металлов. Лизиметрические исследования состава почвенных растворов чернозема обыкновенного при орошении сточными водами свинокомплекса посевов ячменя и овса показали, что в верхнем интервале почвы (от 0 до 50 см) оставалось около 97,4% от внесенного количества общего азота, 90,8% иона аммония, 100% калия и 80% фосфора. В этом слое также активно поглощались кальций и натрий. Содержание нитратов в почве за период вегетации увеличивалось в 10-20 раз (табл. 13). Накопление нитратов в почве при орошении животноводческими стоками было больше, чем при внесении минеральных удобрений, которое составило 18 мг/кг.

Содержание нитратов в почве [3]

Слой почвы, см	Содержание нитратов, мг/100г		
	до поливов	после поливов, норма 400 м ³ /га	после поливов, норма 600 м ³ /га
0-30	7,0	103,4	130,7
30-50	15,2	74,2	89,3
50-100	4,6	17,1	22,2

Если содержание биогенных и других элементов в почве превышает биологические потребности растений, то это приводит к загрязнению почв. Если незначительное избыточное количество внесенного со стоками фосфора не является токсичным для растений, то избыток натрия и калия способствует увеличению содержания растворимых солей, разрушению почвенной структуры и снижению урожаев. Причиной загрязнения почвы стоками является внесение высоких доз животноводческих стоков. При длительном (более 10 лет) внесении свиного навоза под кормовые культуры с высокими поливными нормами 670 и 1340 кг/га в почве может накапливаться до 210% фосфора, 200% калия, 140% кальция и 60% магния [38].

При орошении животноводческими стоками даже умеренными дозами (200-300 кг/га) в почве происходит накопление тяжелых металлов. При этом содержание цинка, меди, кобальта, кадмия, свинца, селена, стронция, магния, мышьяка увеличивается в среднем в 1,5-3 раза. За 2-3 года орошения посевов ячменя, овса и кукурузы в верхнем слое чернозема (0-50 см) накопилось (мг/кг) свинца 6,47 (ПДК 20-30 мг/кг); цинка 7,69; меди 3,29 и кадмия 0,7 (ПДК 5 мг/кг) [3]. Риск загрязнения почвы тяжелыми металлами возникает при длительном и постоянном применении животноводческих отходов, особенно свиного навоза [8].

Таким образом, орошение сточными водами оказывает существенное влияние на почвы. Установлена двоякая роль животноводческих стоков: с одной стороны, орошение животноводческими стоками вызывает повышение плодородия почвы за счет увеличения содержания в ней гумуса, биогенных элементов; с другой, ухудшение физических свойств и накопление в почве нитратов, калия, натрия и тяжелых металлов, особенно в пониженных местах микрорельефа [13].

Экологическая роль почв при орошении сельскохозяйственных культур неоднозначна. Благодаря процессам естественного очищения фильтрующихся стоков почва выполняет роль фильтра и препятствует поступлению патогенной микрофлоры и различных органических соединений в подземные воды. Однако, накапливая нитраты, тяжелые металлы до токсичного для растений уровня, почва становится источником загрязнения растений и подземных вод.

Основные мероприятия по защите почв от загрязнения при орошении сточными водами заключаются в строго нормированном внесении сточных вод, равномерном распределении навоза на поверхности почвы, правильном подборе орошаемой культуры.

Загрязнение растений

Растения, произрастающие в защитной полосе вблизи животноводческих комплексов, играют важную экологическую роль, препятствуя распространению загрязняющих веществ в атмосфере. Наибольшую опасность для них представляют органические соединения (кислоты) и аммиак в воздухе. Случаи повреждения древесных пород наиболее часто отмечаются вблизи крупных хранилищ навозной жижи [34].

Корневая система удобряемых животноводческими стоками растений вместе с почвой способствуют естественному обеззараживанию стоков. Наряду с почвенными микроорганизмами яйца гельминтов, например, обеззараживаются веществами, которые выделяются корневой системой клевера, гречихи, пшеницы, гороха, чеснока. Установлено, что в процессе роста этих растений в течение одного только месяца наблюдается гибель 65-77% яиц гельминтов [20].

Требование к качеству растительной продукции, которая далее употребляется животными в качестве корма, является одним из основных вопросов в технологии орошения животноводческими стоками [17]. Загрязнение выращиваемой сельскохозяйственной продукции выражается в способности растениями накапливать химические элементы или соединения в концентрациях, токсичных для самих растений и животных. Макрокомпоненты в химическом составе сточных вод – ионы хлора, гидрокарбоната, калия, кальция и магния – не накапливаются в растениях. Органические соединения (кроме полихлорорганических) в растениях подвергаются распаду. Из всех компонентов состава животноводческих стоков накапливаться в растениях при орошении в токсических концентрациях могут нитраты, нитриты и тяжелые металлы [3]. Токсическое действие этих компонентов передается по цепочке для

растений оно проявляется в угнетении и снижении урожаев, для животных - в нарушении обмена веществ, для человека – в заболевании крови. В растениеводческой продукции нормируется только содержание нитратов и нитритов (табл. 14).

Таблица 14

**Предельно допустимые концентрации нитратов и нитритов
в кормах для сельскохозяйственных животных,
мг/кг сырого продукта [ВСН 33 - 2.2.01 - 85]**

Вид корма	NO_3^-	NO_2^-
Грубые корма (сено, солома)	500	10
Зеленые корма	200	10
Свекла	800	10
Силос (сенаж)	200	10
Зернофураж	300	10

С одной стороны, накопление растениями нитратов и тяжелых металлов происходит по причине отсутствия механизма, который бы полностью препятствовал проникновению их избыточного количества. Известна способность корней растений лишь частично задерживать избыточные ионы [20]. С другой стороны, накоплению способствует избыточное количество нитратов и тяжелых металлов в почвах при высоких нормах внесения стоков.

Растения очень чутко реагируют на загрязнение почв. В табл. 15 показано, как меняется содержание элемента в растении при увеличении его содержания в почве.

Таблица 15

**Содержание элементов
в почве и растениях,
мг/кг сухого вещества [20]**

Элемент	Почва	Растения
N	600-5000	10000-40000
Mn	100-4000	5-100
Zn	10-300	15-150
Sr	50-1000	2-500
Cu	2-100	30-75
Pb	2-200	0,1-5,0
Mo	0,2-10,0	0,1-10,0
Se	0,2-10,0	0,2-2,0
Cr	5-3000	0,1-0,5
Cd	0,01-1,0	0,05-2,0
Co	1-40	0,3-0,5

Накопление орошаемыми культурами нитратов и тяжелых металлов определяется опытным путем. Цель экспериментов – подбор максимально возможных норм внесения животноводческих стоков при условии минимального накопления нитратов и тяжелых металлов в растениях. Результаты таких экспериментов для многолетних трав, ячменя, люцерны, клевера, кукурузы на силос, свеклы показывают, что при внесении стоков в течение 2-3 лет нормой до 1000 кг /га (по азоту) увеличивалось потребление растениями азота, фосфора, калия, магния, хлора. По сравнению с поливами чистой водой при орошении культур стоками содержание свинца в злаковых и кукурузе увеличилось в 10-100 раз, кадмия – в 2-10 раз; меди, цинка, кобальта, селена, стронция – в 1,5-3 раза. Максимальное количество меди, цинка, кобальта накапливает свекла, а кадмия, селена, стронция и свинца – кукуруза. Практически не накапливает тяжелые металлы овес. Люцерна накапливает цинк и кадмий, содержание которых увеличивается не более чем в 2 раза (табл. 16)

Таблица 16

**Содержание тяжелых металлов в кормовой продукции
при орошении стоками [4]**

Тяжелые металлы, мг/кг	Ячмень (зерно)	Овес (зерно)	Кукуруза (зеленая масса)	Ячмень и горох	Люцерна (зеленая масса)	Свекла
Cu (2-15)	0,0146	0,0172	0,0279	0,0165	0,0196	0,0383
Zn (15-150)	0,0570	0,0446	0,0836	0,0638	0,0569	0,0984
Co (0,3-0,5)	0,0031	0,0036	0,0101	0,0135	0,0163	0,0184
Cd (0,05-0,2)	0,0029	0,0028	0,0335	0,0056	0,0079	0,0084
Se (0,2-2,0)	0,0231	0,0248	0,0317	0,0246	0,0265	0,0274
Sr	0,0029	0,0020	0,0241	0,0046	0,0034	0,0046
Pb (0,1-5,0)	0,1998	0,2440	0,2744	0,0131	0,0144	0,0148

Примечание В скобках – рекомендуемое содержание элементов в зерне и зеленой массе [3]

Таким образом, благодаря своей способности накапливать нитраты и тяжелые металлы растения играют важную экологическую роль. При полном усвоении растениями нитратов и тяжелых металлов риск загрязнения ими подземных вод может быть минимальным. Однако загрязнение растений снижает их качество как кормовой продукции. Загрязнение растений является результатом загрязнения почвы, которое, в свою очередь, вызвано избыточным внесением сточных вод.

С целью предотвращения загрязнения нитратами выращиваемой сельскохозяйственной продукции предлагается установить для почв агроценозов предельное содержание нитратов в почвенных растворах – не более 50 мг/л, так как для нормального питания растений хватает 20 мг/л нитратов [22].

Загрязнение подземных вод

Загрязнение подземных вод в районах крупных и мелких животноводческих хозяйств представляет серьезную угрозу для питьевого водоснабжения в сельской местности. Животноводческие хозяйства расположены в непосредственной близости от населенных пунктов, водоснабжение которых осуществляется преимущественно из колодцев или неглубоких скважин, вскрывающих грунтовые воды. Перетекание загрязненных грунтовых вод может вызвать загрязнение подземных вод напорных водоносных горизонтов. Перевод населения на водоснабжение из более глубоких водоносных горизонтов требует дополнительных материальных затрат, поэтому защита подземных вод от загрязнения отходами животноводства является актуальной проблемой во многих странах.

В зависимости от конкретных природных и техногенных условий формируется различная картина загрязнения подземных вод в районе животноводческих комплексов. При длительном внесении высоких норм очищенных стоков или небольших норм не полностью очищенных животноводческих стоков может измениться химический состав подземных вод. Внесение неосветленных свиностоков нормой 100 м³/га в подземных водах вызвало увеличение содержания (мг/л): сульфатов – от 80 до 160, кальция – от 125 до 250, натрия – от 20 до 200. В 3 раза (от 600 до 1800 мг/л) увеличилась минерализация в основном за счет роста концентраций нитратов от 0,1 до 650 мг/л. Таким образом формируются нитратно-хлоридные подземные воды [11]. В других случаях химический состав подземных вод меняется за счет увеличения содержания нитратов, гидрокарбонатов и общей жесткости подземных вод. Так формируются нитратно-гидрокарбонатные воды (Вепнеком С.А., 1987).

При орошении животноводческими стоками подземные воды могут быть загрязнены органическими соединениями, на что могут указывать высокие значения ХПК 100-150 мг О₂/л [11].

Наиболее характерным в районе животноводческих комплексов является загрязнение подземных вод соединениями азота – нитратами и аммонием [35, 37, 24]. Геохимические условия формирования

двух типов загрязнения подземных вод (нитратами и аммонием) различные [16]. При избытке в подземных водах растворимых органических соединений концентрация кислорода, который тратится на их окисление, снижается до минимальных значений, вплоть до аналитического отсутствия. В этом случае в подземных водах преобладают ионы аммония, концентрация которого в очагах загрязнения достигает первых сотен миллиграммов на литр [14, 16]. При сохранении высоких концентраций кислорода в подземных водах (до 10 мг/л) формируется загрязнение ионами нитрата – нитратное загрязнение. Концентрация нитратов в грунтовых водах может достигать 700-900 мг/л в районе накопителей и 300-450 мг/л в районе полей орошения животноводческими стоками. Область загрязнения подземных вод нитратами может выходить за пределы полей орошения. Концентрация нитратов в подземных водах сохраняется до 200-300 мг/л ниже по потоку на расстоянии 1-3 км от границ полей орошения (Vrba J., 1985), [11, 12].

Проблема загрязнения подземных вод нитратами животноводческих отходов существует во многих странах [31, 36, 54]. Длительное применение отходов животноводства в качестве удобрений приводит к неуклонному росту содержания нитратов в подземных водах и ухудшению качества питьевой воды. Темпы нарастания концентраций нитратов могут составлять 1,5-3,0 мг/л в год (Smith-Carington A.K., 1983)

Однако наиболее острой проблема нитратного загрязнения оказывается в том случае, если загрязненные грунтовые воды становятся источником загрязнения глубоких напорных водоносных горизонтов, как это случилось в Новой Зеландии. Более 50% всей территории страны занимают пастбища, на которых содержится более 70 млн голов скота. Содержание нитратов в грунтовых водах этих территорий достигает 180-260 мг/л (Burden R., 1983).

Для загрязнения подземных вод нитратами при орошении сельскохозяйственных культур животноводческими стоками характерны существенные сезонные колебания концентраций. Увеличение концентраций нитратов в подземных водах наблюдают в зимнее и раннее весеннее время – в период отсутствия вегетации растений, уменьшение – в летнее время [31]. Максимальные концентрации нитратов в подземных водах связаны с летними и осенними периодами выпадения осадков, минимальные – с сухими периодами зимы и начала весны. Максимальные концентрации нитратов зависят от водности года. Так, при уменьшении ежемесячной нормы осадков в период их выпадения от 300 до 130 мм концентрации нитратов снизились от 180 до 50 мг/л [46].

Пространственное распределение нитратов в подземных водах сложное и характеризуется в пределах одного природного объекта

резкой сменой концентраций на относительно небольшом расстоянии по площади и в разрезе [46]. Содержание нитратов в подземных водах зависит от местных условий – глубины залегания уровня подземных вод, проницаемости почв, гидрохимической обстановки и от близости к птице- и животноводческим фермам, полям орошения животноводческими стоками и загрязненным поверхностным водотокам [51]. Концентрация нитратов уменьшается с увеличением глубины заложения фильтра скважин и мощности зоны аэрации, а, кроме того, вблизи леса и пастбища. Увеличение концентраций нитратов происходит при увеличении содержания растворенного кислорода в подземных водах, а также при приближении к населенным пунктам [54].

Региональное изучение загрязнения подземных вод нитратами на территории России показало, что при прочих равных природных и техногенных условиях при переходе от влажных ландшафтов гумидной зоны к засушливым ландшафтам аридной зоны в грунтовых водах наблюдается увеличение концентраций нитратов и хлора [12]

Загрязнение подземных вод тяжелыми металлами при орошении животноводческими стоками остается наименее изученным. Известно, что при поступлении большого количества неокисленных органических веществ в подземные воды, в них увеличивается содержание восстановленных форм металлов – Fe^{2+} , Mn^{2+} , As^{3+} , Cr^{3+} и комплексных соединений Cu, Zn, Pb, Cd, Hg, Be, Al, Co, Ni, Ti. Тяжелые металлы вымываются в подземные воды из удобряемых отходами животноводства загрязненных почв, поэтому загрязнение ими подземных вод носит сезонный характер. Так, в результате внесения в течение четырех лет жидкого свиного навоза грунтовые воды в районе полей орошения были загрязнены тяжелыми металлами – Pb, Cu, Zn, Cr, Ni, Mo, Sr. Изменение концентраций тяжелых металлов носило сезонный характер: уменьшение с весны до осени и повышение весной (Borowiec J., 1982).

Таким образом, наибольшее загрязнение подземных вод органическими соединениями, соединениями азота и тяжелыми металлами происходит при внесении на поля орошения высоких доз очищенных сточных вод. Изменение содержания загрязняющих веществ в подземных водах имеет сезонный характер – увеличение концентраций в период отсутствия вегетации растений и уменьшение концентраций в период вегетации растений. Максимальные концентрации загрязняющих веществ (пики концентраций) в подземных водах связаны с периодами интенсивного выпадения осадков летом и осенью, минимальные – с сухими периодами зимы и начала весны. Перечисленные особенности загрязнения подземных вод при орошении животноводческими стоками указывают на то, что источником поступления загрязняющих веществ в подземные воды является загрязненная почва, особенно в период отсутствия вегетации растений.

ЗАГРЯЗНЕНИЕ ПОДЗЕМНЫХ ВОД СОЕДИНЕНИЯМИ АЗОТА

Загрязнение подземных вод соединениями азота, особенно нитратами, представляет интерес, с точки зрения выполнения прогноза качества подземных вод, при орошении животноводческими стоками. В силу своей специфики оно является одним из наиболее трудно прогнозируемых, поэтому при прогнозах загрязнения подземных вод соединениями азота необходимо выяснить механизм формирования загрязнения. Для этого необходимо рассмотреть принципиальный цикл азота при орошении животноводческих стоков – процессы переноса и трансформации соединений азота в системе растения – почва – породы зоны аэрации – подземные воды.

Принципиальный цикл азота животноводческих стоков

Круговорот веществ большого и малого биохимических циклов за последнее время претерпевает нарушения в связи с хозяйственной деятельностью человека. Возникли новые техногенные и агрохимические циклы соединений углерода, фосфора и азота, среди которых азот непосредственно связан с изменениями в биохимическом цикле, особенно на их локальном уровне.

Основные процессы азотного цикла подразделяются на биогенные и абиогенные. В земных и водных экосистемах действуют преимущественно биогенные процессы азотной трансформации, в атмосфере преобладают химические и фотохимические реакции. Принципиальный механизм образования и накопления азотных соединений в земных экосистемах – это процесс нитрификации, который рассматривается как конечный этап круговорота азота.

Несмотря на то, что действие животноводческих комплексов распространяется на относительно небольшую территорию полей утилизации отходов, КЖК являются типичным примером локального нарушения малого круговорота азотных соединений, которое в конечном итоге затрагивает и глобальный биохимический цикл. Нарушение малого круговорота веществ происходит в агросистемах (растения – почвы), а также в экосистемах, прилегающих к КЖК территорий (почва – породы зоны аэрации – подземные воды – поверхностные воды и т.д.). Так, в агросистемах и экосистемах ряда территорий в бассейнах рек Западной Двины и Днепра содержание соединений азота при орошении сельскохозяйственных культур животноводческими стоками в де-

сятки и сотни раз превышает концентрации этих веществ на территориях без применения навозных стоков. С другой стороны, использование отходов животноводческих комплексов в качестве удобрения помогает нормализовать круговорот биогенных элементов, возвращая их в почву [1, 18, 25].

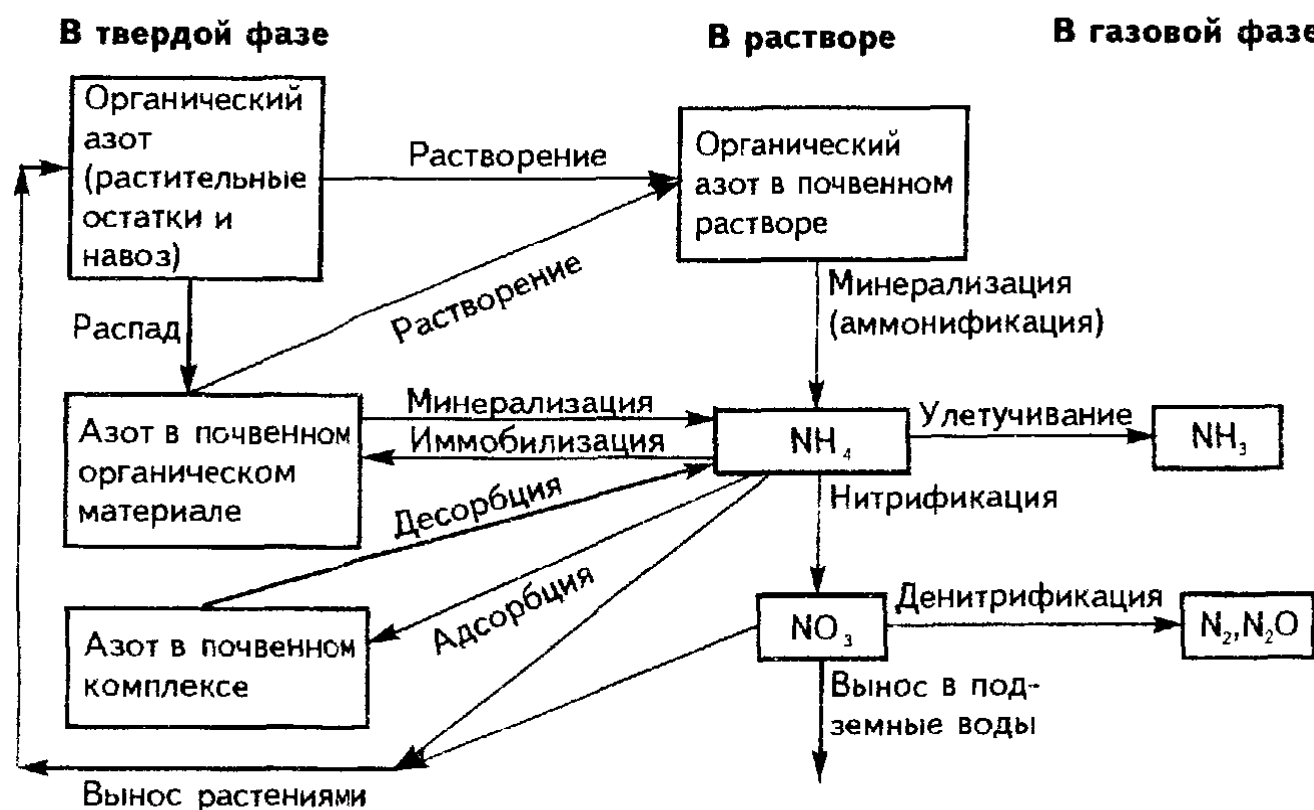


Рис. 2. Цикл азота в почве при орошении животноводческими стоками [58]

Принципиальный малый цикл азота в почвах при орошении животноводческими стоками заключается в следующем (рис. 2). Органический азот растительных остатков и навоза поступает в почву в виде растворенных органических соединений. Растворенные органические соединения в почве минерализуются. Первым этапом минерализации является аммонификация. Образующийся в результате аммонификации аммоний сорбируется почвой; иммобилизуется почвенными микроорганизмами; преобразуется в аммиак, который улетучивается в атмосферу; усваивается растениями и переходит в органическое вещество растений; преобразуется в результате нитрификации в нитраты. При определенных условиях адсорбированный почвой аммоний десорбируется и поступает в почвенные растворы. Иммобилизованный микроорганизмами аммоний и включенный в их организм в виде органических полимеров при разложении микроорганизмов возвращается

в почвенные растворы. Нитраты усваиваются растениями и переходят в органические вещества растений, частично восстанавливаются до газообразного азота, который затем улетучивается в атмосферу, мигрируют вниз по разрезу. Растения усваиваются животными, отходы животноводства вносятся в почву. Дополнительным источником органического азота в почве являются отмершие части растений и останки животных.

Биохимические процессы трансформации азотсодержащих соединений животноводческих стоков в почвах

Азот в животноводческих стоках, поступающих на орошение сельскохозяйственных культур, на 98% от общего содержания азота представлен растворенными азотсодержащими органическими соединениями и ионом аммония [3]. При поступлении отходов в почву прежде всего происходит так называемая почвенная очистка.

Очистка сточных вод на полях орошения обеспечивается в основном двумя факторами: 1) поглонительной способностью почвы, 2) биохимической минерализацией органических веществ.

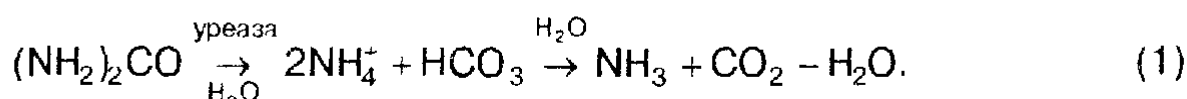
Поглонительная способность почвы складывается из нескольких видов поглощения, среди которых наибольшее значение имеют физико-химическое поглощение (сорбция) и биологическое поглощение, вызванное способностью микроорганизмов и корней растений усваивать питательные вещества.

Физико-химическое поглощение определяется наличием в почве мелких илистых частиц с высокой удельной поверхностью – глинистых и коллоидных. Биологическое поглощение обуславливается тем, что на полях орошения с богатой почвенной микрофлорой создается огромная адсорбционная поверхность бактерий, достигающая 20 тыс. га в пахотном 20-сантиметровом слое почвы на 1 га. Поглонительная способность тяжелосуглинистой почвы по отношению к азоту составляет 93,5-99,9%. Большая часть азота – 88,0-99,2% поглощается физически, т.е. удерживается в порах. Доля адсорбированного азота – 0,7-10,2% от внесенного количества с поливным раствором [21].

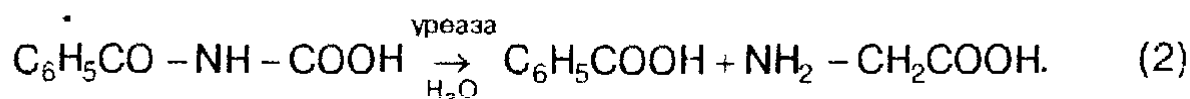
Удержанные почвой азотсодержащие соединения далее подвергаются процессам биохимической трансформации, главным из которых является минерализация азотсодержащих органических веществ (см. рис. 2).

В ходе минерализации создаются доступные (минеральные) для растений формы азота. Начальным этапом минерализации можно считать аммонификацию – превращение органических форм азота в аммиачный азот. В процессе аммонификации переработке подвергаются азотсодержащие соединения растительных остатков (соломы), органических удобрений (навоза) и клетки микроорганизмов. Микроорганизмы (бактерии, грибы), вызывающие аммонификацию белковых веществ, выделяют в окружающую среду протеолитические ферменты. Последовательное разложение органических соединений ферментами в присутствии таких микроорганизмов, как *Pseudomonas*, *Bacteria*, *Bacillus*, происходит через ряд промежуточных продуктов (белки, альбумозы, лептоны, пептоны, полипептиды, дипептиды, аминокислоты). Аминокислоты поступают в клетку и в ней дезаминируются с образованием аммиака и карбоновых кислот. В аэробных условиях аминокислоты разлагаются с образованием CO_2 , H_2O , NO_3 и органических кислот. В анаэробных условиях аминокислоты трансформируются сложнее – до органических кислот, спиртов, фенолов, крезолов, скатола, аммиака, метана, углекислого газа, водорода, сероводорода в зависимости от условий окружающей среды [6, 14, 16, 20].

Аммонификация азотсодержащих органических соединений навозных стоков, представленных главным образом мочевиной, гипуровой и мочевой кислотами, начинается сразу же после выделения их под влиянием уробактерий по реакции гидролитического расщепления:

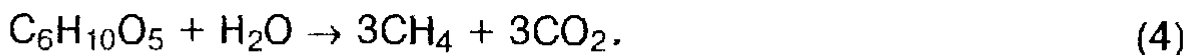
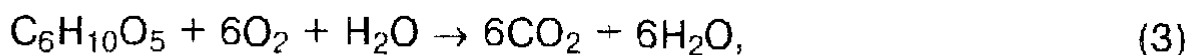


Под действием фермента уреазы мочевина гидролизует в первую очередь; гипуровая кислота разлагается медленнее с образованием бензойной и аминокусусной кислот.



Мочевая кислота более устойчива и разлагается с образованием мочевины и далее по уравнению (1) [16].

Безазотистые органические соединения навозных стоков – клетчатка, целлюлоза, лигнин, содержание которых может составлять до 90% от общего содержания всех поступивших органических соединений, – в аэробных условиях окисляются до CO_2 и H_2O . в анаэробных – до CO_2 и CH_4 [5]. На примере гипуровой кислоты эти процессы можно представить реакциями (3) и (4) [16]:



Степень разложения органических соединений разной природы зависит от их растворимости и устойчивости к микробиологическому и ферментативному воздействиям. Для азотсодержащих органических соединений определяющим фактором степени разложения является соотношение атомов углерода и азота. Чем меньше это отношение, тем в большей степени аммонифицируется соединение. Наиболее благоприятны для микробиальной трансформации соединения с отношением атомов углерода к атомам азота от 10:1 до 20:1. Устойчивость азотных соединений различных классов к биоокислению тем выше, чем меньше число атомов водорода присоединено к атому азота, появление кислородного атома в азотном соединении повышает стойкость к биоокислению [20].

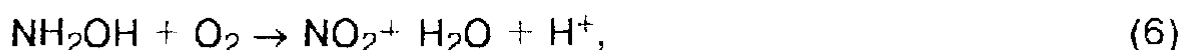
Внесение животноводческих стоков активизирует размножение всех групп микроорганизмов, с деятельностью которых связаны процессы трансформации органических соединений стоков и почвы. Увеличение численности микроорганизмов зависит от нормы внесения животноводческих стоков. Так, при увеличении нормы стоков на 25% численность аммонифицирующих бактерий увеличилась в 10-15 раз. Дальнейшее увеличение нормы приводит к снижению численности бактерий, что, по-видимому, связано с большим количеством аммиака в стоках. Систематическое внесение животноводческих стоков приводит к снижению активности аммонифицирующих бактерий [26].

Широкий спектр микроорганизмов, участвующих в разложении азотсодержащих соединений, обуславливает менее специфическую зависимость аммонификации от факторов окружающей среды. Однако степень аммонификации органических соединений зависит от типа почв, и по своей минерализующей способности они располагаются в следующей последовательности: сероземы < дерново-подзолистые < серые лесные < чернозем выщелоченный < краснозем < чернозем типичный. В пределах одной и той же почвенной разновидности активность аммонификсаторов определяется степенью окультуренности почвы, аэрацией и типом растительного покрова [19]. Аммонификация возрастает с повышением температуры, но отрицательные температуры не подавляют полностью этот процесс.

Часть аммония, образовавшегося в результате аммонификации, абсорбируется почвой. Другая часть превращается в белки многочисленных гетеротрофных бактерий и грибов (биомассу). Выделяющийся

аммиак также окисляется автотрофами до нитратов. При определенных условиях некоторое количество аммиака остается свободным и уходит в атмосферу. Потерям аммиака способствует высокая влажность, плохая аэрация, жаркий климат, внесение большого количества отходов. Большая часть аммония в процессе нитрификации переходит в нитраты.

Нитрификация – это процесс окисления аммонийной формы азотных соединений до нитрат-ионов. Нитрификация представляет собой двухстадийный процесс и осуществляется микроорганизмами *Nitrosomonas*, *Nitrosospire*, *Nitrobacter*, широко распространенными в почве. Основными агентами на первой стадии являются микроорганизмы *Nitrosomonas* (5,6), а на второй – *Nitrobacter* (7) [23].



Чем выше концентрация аммонийного азота, тем выше скорость нитрификации, но при чрезмерно больших концентрациях аммонийных соединений в почве процесс нитрификации подавляется вследствие создающегося дефицита биокультур и кислорода.

Как видно из уравнений (5-7), для окисления иона аммония до нитрат-иона необходимо определенное количество кислорода, и, как было экспериментально установлено [23], для окисления 1 г иона аммония необходимо 4,33 г кислорода, что соответствует окислительно-восстановительному потенциалу $E_h > 0,35$ В. При более низких значениях E_h нитрификация резко замедляется. Острый дефицит кислорода в почве связан с расходом на окисление органических соединений и питание микроорганизмов. В этой связи большое значение приобретает степень аэрации почвы.

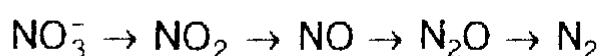
Оптимальные условия окисления аммонийного азота в нитратный азот создаются при определенных кислотно-щелочных условиях почвенного раствора при pH 7,0-7,9 и температурном режиме 30-37°C (оптимальные условия активности ферментов), выше которого микробиологическая деятельность заметно снижается. Однако в некоторых случаях нитрификация проходит при температуре, близкой к 0°C.

В целом в зависимости от условий степень минерализации органического азота в навозе составляет от 13 до 67%, а усредненная величина за год 40-50% [23].

Наряду с основным процессом нитрификации возможно прохождение сопутствующих реакций, например, восстановление продуктов нитрификации до газообразных окислов азота:



Процесс удаления нитратов из наземных и водных систем в виде газообразных соединений называется денитрификацией. Это – сопряженный с нитрификацией процесс, и в зависимости от условий, главным образом от окислительно-восстановительного потенциала среды, направление равновесия смещается в ту или иную сторону. Восстановление нитрат-иона идет по ряду нитрит-ион → окислы азота → молекулярный азот:



Газообразные потери азота из почвы происходят в основном в форме молекулярного азота и закиси азота и лишь около 1% от общих потерь в форме аммиака, окиси и двуокиси азота (Макаров Б.Н., 1982). Количество и состав образующихся окислов азота зависят от кислотности среды (при $\text{pH} < 5$ в анаэробных условиях увеличивается соотношение по массе N_2O к N_2), а также от природы микроорганизма – денитрификатора. В присутствии *Pseudomonas aeruginosa* продуктом восстановления является молекулярный азот, в присутствии *Bacillus brevis* – N_2O .

На процесс денитрификации оказывает влияние не только кислотно-щелочное равновесие (оптимальные значения pH 7-8), но и концентрация кислорода, температура, влажность почвы и ее окультуренность.

Как правило, этот анаэробный процесс осуществляется микроорганизмами при насыщении почвы влагой и наличии доступного источника углерода. Большинство исследователей считают, что денитрификация происходит только при влажности почв свыше 60% от полной полевой влагоемкости [21]. Естественно, что процесс денитрификации существенно зависит от концентрации кислорода, подавляющего активность всех микроорганизмов, участвующих в реакциях восстановления. При сильном увлажнении почв уменьшение величины E_h ведет к микробиологическому восстановлению нитратов в нитриты, а нитритов – в оксиды азота.

Температурный интервал жизнедеятельности денитрификаторов довольно широк – от 5 до 60°C. Скорость денитрификации в значительной степени зависит от температуры. При температуре ниже 10°C отмечается выделение больших количеств закиси азота.

Газообразные потери азота от денитрификации в почве, как правило, небольшие – 15-35% и затрагивают верхние слои почвы 0-20 см, поскольку интенсивность денитрификации зависит от присутствия в почве доступного водорастворимого органического вещества, которым и насыщены верхние слои, и который создает определенное E_h среды, хотя возможно и проникновение с глубиной [20, 23].

Таким образом, в результате процессов аммонификации и нитрификации почвенные растворы обогащаются растворимыми формами аммонийного и нитратного азота, которые составляют лишь небольшую часть от запасов общего азота в почвах. Далее аммонийный и нитратный азот почвенных растворов включается в продукционный процесс растений, который является важной частью круговорота азота, на его долю приходится 20-70% от общего круговорота азота [5].

Большую роль в поглощении азота растениями играет фотосинтез, существует прямая зависимость между ними [10, 28]. Однако при высокой освещенности фотосинтез не зависит от интенсивности света, а связан с температурой окружающей среды [6]. В этой связи усвоение азота растениями за вегетационный период происходит неравномерно: в первой половине вегетации на 40-50%, во второй – до 3% (Ефимов В.Н., 1982).

Поглощение азота осуществляется с помощью микроорганизмов почв, имеющих ферментный комплекс нитрогеназы. Микроорганизмы подразделяются на свободноживущие организмы и ассоциативную микрофлору. К свободноживущим азотфиксаторам относятся фотосинтезирующие микроорганизмы, бактерии *Spisillum*, *Clostridium*, *Enterobacter*, *Azotobacter*, синезеленые водоросли и до 500 других водорослей (Ковда В.А., 1985). Фиксация азота микроорганизмами усиливается в присутствии ионов калия, кальция, меди, бора, молибдена и зависит от степени аэрации почвы, влажности, температуры, уровня освещенности. Благоприятные условия для жизнедеятельности свободноживущих азотфиксаторов следующие: наличие легко разлагающегося органического вещества; температура 20-30°C; оптимальная влажность 60%. Классическим примером взаимодействия свободноживущих микроорганизмов и растительных культур является семейство бобовых, на долю которых приходится до 15% выноса азота из удобрений [2].

Наиболее изменчивыми и подвижными компонентами почвенных растворов являются нитрат-ионы. Концентрация нитрат-ионов в почвенных растворах может изменяться от очень небольших значений до 1500 и 4600 мг/л [22]. Максимальные концентрации нитратов соответ-

ствуют высоким нормам внесения удобрений. Значительные колебания нитратов обусловлены не только внесением удобрений, но и поглощением их растениями. Количество нитратов в почвенном растворе зависит в большей мере от степени поглощения его растительностью и в меньшей – от денитрификации и вымывания нитратов почвенных растворов из осадка. Поэтому концентрации нитратов в почвах на па- рующих участках рекультивации несколько выше в сравнении с другими. Наиболее интенсивное поглощение нитратов растениями происходит в нижней части пахотного горизонта. Так, за период вегетации содержание нитратного азота увеличивается в корнеобитаемом слое на 30-50%, на глубине 80 см – на 120%, на глубине 100 см – в 7 раз по сравнению с неорошаемым участком (Бацула А.А., 1982).

Сравнительно высокие концентрации нитрата наблюдаются в вод- ной фазе лессовидных суглинков, что является одной из причин их плодородия [22].

Нитраты и аммоний, не усвоенные растениями, мигрируют с поч- венной влагой ниже по разрезу – в породы зоны аэрации и подземные воды. По разным оценкам вымывание нитратов и аммония в подзем- ные воды при орошении сельскохозяйственных культур составляет 5-30% от внесенного количества азота [5].

Таким образом, длительное внесение животноводческих стоков увеличивает содержание общего азота и доступного органического уг- лерода в почвах, что активизирует процессы минерализации органиче- ских веществ – аммонификацию и нитрификацию. Направленность биохимических процессов такова, что они всегда приводят к накопле- нию нитратов в почвенных растворах. Усвоение нитратов и аммония растениями является главным процессом, который стабилизирует со- став жидкой фазы на некотором уровне при умеренном внесении жи- вотноводческих стоков. При внесении высоких доз животноводческих стоков нитратами загрязняются почвы и растения. В таком случае предпосылки загрязнения подземных вод нитратами закладываются уже в процессе формирования жидкой фазы почв.

Миграция азота в почвах и породах зоны аэрации

В условиях неоднородного строения почв и пород зоны аэрации азотные соединения мигрируют главным образом в форме нит- рат-иона, который хорошо растворим в воде и является наиболее по- движным мигрантом среди анионов. Под подвижностью нитрат-иона подразумевается его практически полное неучастие в процессах сорбции,

хотя в этом вопросе ясности до конца нет [16, 22]. Миграция осуществляется путем конвективно-диффузионного переноса в потоке инфильтрационных вод.

Ион аммония значительно более активен в сорбционных процессах и участвует в ионообменных и неионообменных реакциях с почвенными минералами. Он легко вытесняет ионы калия, натрия и лития в минералах группы монтмориллонита, имеющих высокоразвитую поверхность, а также в гумусовых коллоидах почвенного слоя. В фиксированном состоянии ион аммония может находиться внутри кристаллов глинистых минералов в гексагональных пустотах и вытесняется только ионами, расширяющими кристаллическую решетку, – натрием, кальцием, магнием. Сорбция иона аммония является обратимым процессом, который лишь задерживает его продвижение в породах зоны аэрации [3].

Суммарный вынос азота с нисходящей инфильтрацией зависит от типа почв и уменьшается в следующем порядке: торфяные – супесчаные – тяжелосуглинистые почвы. Также вынос азота зависит от вида удобрений и уменьшается при внесении удобрения в следующем порядке: минеральные – совместно органические и минеральные – органические [2].

В почве и в верхней части зоны аэрации в результате действия инфильтрации и эвапотранспирации в течение годового цикла происходит перемещение влаги как вниз, так и вверх по профилю, что вносит свой вклад в особенности миграции азота в форме нитрат-иона. Диффузионная составляющая в передвижении нитрат-иона достаточно низка и не является определяющей в суммарном процессе миграции. Конвективный перенос нитратов зависит от преобладающего направления и средней скорости движения влаги в зоне аэрации. Существует зависимость переноса нитратов от различного содержания нитрат-иона в растворе данного объема почвы, перемещения воды в тонких и межагрегатных порах, связывания нитрат-иона крупными агрегатами почвы или частицами, отрицательной адсорбции аниона при взаимодействии с почвенными коллоидами или связывания нитрат-иона в комплексы с гидроксидами железа и аммония, либо минералами-силикатами, наиболее распространенными в красноземах [23].

Наибольшее значение в миграции нитратов за пределы корнеобитаемого слоя почвы имеет процесс нисходящего влагопереноса в зоне аэрации. При преобладании в годовом разрезе нисходящих скоростей на нижней границе почвенного слоя, иными словами, при положительной величине результирующего среднегодового питания грунтовых вод возможно поступление нитрат-иона в грунтовые воды путем кон-

вективного переноса потоком нисходящей влаги. Время миграции от границы почвенного слоя до уровня зависит от величины результирующего среднегодового питания и глубины залегания уровня. Результирующее питание, в свою очередь, зависит от годового количества атмосферных осадков, нормы водоподачи и способов поливов, вида растительного покрова, продолжительности вегетации, строения и водно-физических свойств почв и подстилающих пород зоны аэрации, а также средней глубины залегания уровня грунтовых вод.

В годовом разрезе на количество мигрирующих нитратов в водах зоны аэрации большое влияние оказывает эвапотранспирация. В осенне-зимний и ранне-весенний периоды при низком испарении влаги и большом количестве атмосферных осадков миграция нитратов вниз по профилю максимальна. В летний период, даже при значительной величине атмосферных осадков, нисходящая миграция нитратов невелика благодаря интенсивной эвапотранспирации, вызывающей иссушение почвенного профиля и восходящий влагоперенос из ниже лежащей части зоны аэрации.

Экспериментальное изучение движения соединений азота через породы зоны аэрации

Натурные экспериментальные данные по определению скорости движения и концентраций миграционных форм азота, поступающих из зоны аэрации на уровень грунтовых вод, - уникальная информация для выполнения прогнозов загрязнения подземных вод. Такие эксперименты проводились в Литве в зоне избыточного увлажнения на опытных площадках и лизиметрах [15]. Норма внесения животноводческих стоков составляла 448 кг/га общего азота. Зона аэрации на опытных участках была сложена крупнозернистыми песками мощностью 7 м. Результаты экспериментов показали, что после внесения стоков в течение трех-четырех недель в зоне аэрации происходила нитрификация (рис. 3). Скорость движения образовавшихся нитратов составила $1,56 \cdot 10^{-2}$ м/сут, коэффициент дисперсии $6,6 \cdot 10^{-3}$ м²/сут, дисперсивность 0,4 м. Изучение баланса соединений азота и динамики их трансформации при орошении животноводческими стоками проводилось в лизиметрических установках. Стоки вносились в три приема под многолетние травы. В процессе экспериментов определялись вынос азота растениями и количество воды, израсходованной на инфильтрацию. Потери азота в результате улетучивания в атмосферу принимались по литературным данным. Результаты исследования показали, что к концу

поливов в инфильтрате увеличилось содержание органических веществ (ХПК 15 мг O₂/л), иона аммония до 10 и нитрат-иона до 20-100 мг/л. Максимальная концентрация азота в лизиметрических водах была зафиксирована через 5-8 мес. после первого полива. Было установлено, что инфильтрационное питание изменялось от 10 до 54% от годового количества осадков (700 мм/год) и внесенных стоков. Потери азота с инфильтрацией составили 0,5-4,0% (табл. 17).

Таблица 17

Баланс азота при орошении животноводческими стоками [15]

Статья баланса азота	Количество, %	Миграционная форма
Вынос с растениями	17-26	NH ₄
Улетучивание в атмосферу	10-25	NH ₄
Накопление в зоне аэрации	42-59	NO ₃
Потери с инфильтрацией	0,5-4,0	NO ₃

Баланс азота в зоне аэрации при внесении минеральных удобрений и орошении сточными водами изучали на четырех экспериментальных участках, оборудованных лизиметрами, с разным типом растительности, почв, глубиной залегания грунтовых вод в районе г. Перт в Австралии [50].

Нормы внесения азота с минеральными удобрениями составили 100 кг/га. Результаты экспериментов показали, что для всех участков характерна линейная зависимость между расходами поливов и инфильтрационным питанием. На большинстве объектов концентрации нитрат-иона в выходящем из лизиметров потоке (инфильтрате) превышали предельно допустимые. Наблюдались значительные сезонные колебания концентраций соединений азота, которые повторяли график внесения удобрений, хотя амплитуды и продолжительность были разные. Содержание иона аммония составляло только 0-18% общего азота в инфильтрате. При выносе растениями 26% внесенного азота содержание азота в инфильтрате составило 32% от годовой нормы внесения.

Таким образом, экспериментальные исследования в зоне аэрации показывают, что с инфильтратом из ненасыщенной зоны в подземные воды поступают нитраты, образованные в результате нитрификации в хорошо аэрированных почвах и породах зоны аэрации под полями фильтрации, накопителями и другими источниками загрязнения. Количество поступающих из зоны аэрации с инфильтратом нитратов зависит от поливных норм.

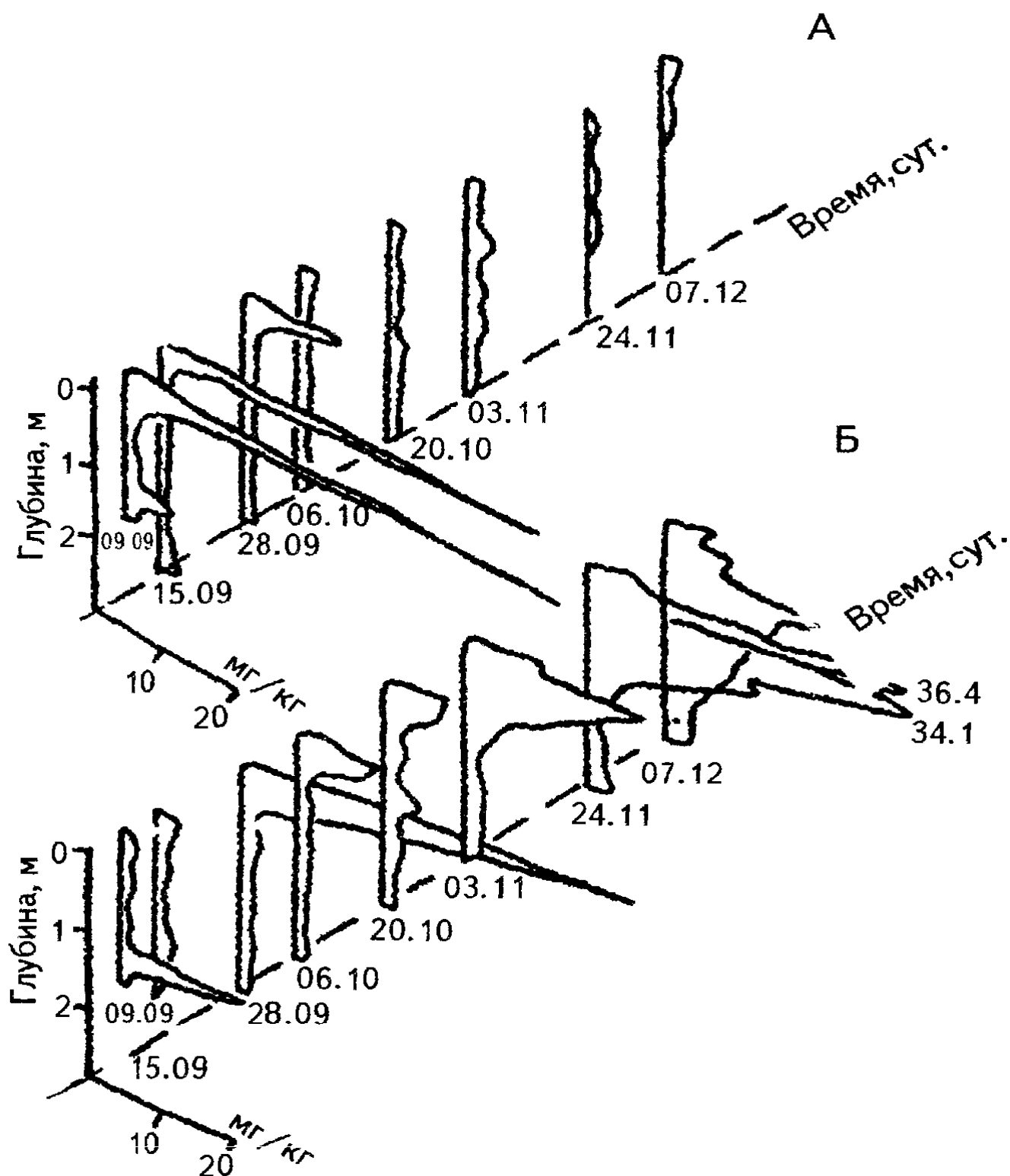


Рис. 3. Миграция соединений азота в зоне аэрации [11]

А – аммоний; Б – нитрат-ион

При высоких нормах внесения животноводческих стоков зона аэрации становится источником вторичного загрязнения подземных вод.

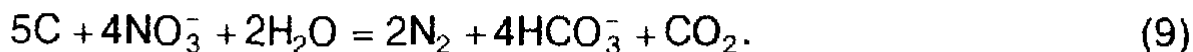
Биотрансформации и перенос нитратов в подземных водах

При продолжительном поступлении нитратов в водоносный горизонт причиной их отсутствия в подземных водах может быть денитрификация, восстановление нитратов до аммония и разбавление вод, загрязненных нитратами, чистыми водами.

В процессе денитрификации бактерии в анаэробной среде используют нитрат-ион как электронный акцептор в своих метаболических процессах, что приводит к биохимическому восстановлению нитратов до свободных газов. В отличие от восстановления нитратов до аммония это единственный механизм, выводящий азот из подземной гидросферы и способствующий длительному улучшению качества подземных вод. Изучение условий прохождения денитрификации в подземных водах началось с 70-х годов и в начале 80-х были получены доказательства возможности существования бактерий и, следовательно, денитрификационного потенциала на глубинах более 200 м. По мнению большинства исследователей, необходимы четыре главных условия для прохождения денитрификации: а) наличие окислов азота как электрон-акцепторов; б) наличие бактерий, обладающих способностью к метаболизму; в) соответствующие электрон-доноры и г) анаэробные условия [40, 52, 53].

В условиях поступления в подземные воды растворенных органических веществ и нитратов животноводческих отходов наибольшее значение имеет гетеротрофная денитрификация, в процессе которой бактерии получают энергию от окисления органических веществ и используют их как источник для клеточного углерода. Для того, чтобы закончить реакцию окисления-восстановления необходим электронный акцептор. Таким акцептором является кислород. A.Zysset [55] предположил, что на микроуровне денитрификация осуществляется в биопленке, которую формируют микроорганизмы на твердой матрице (рис. 4), либо они заполняют достаточно большое поровое пространство, например, в крупном песке [40, 55]. Присутствие растворенного кислорода регулирует процесс жизнедеятельности микроорганизмов, и при снижении уровня O_2 анаэробы начинают использовать некислородные акцепторы, например, NO_3^- -ионы (рис. 5). Процесс гетеротрофной денитрификации объясняет, почему концентрация нитратов вблизи уровня поверхности больше, чем на глубине водоносного горизонта. С ростом концентрации кислорода анаэробы возвращаются к его использованию. Для некоторых бактерий концентрация раство-

ренного кислорода, при которой бактерии переключаются на использование кислорода нитратов, составляет 6,9 мг/л, хотя для такого переключения большинству бактерий необходимы более низкие концентрации растворенного кислорода 1-2 мг/л [52]. В упрощенном виде реакция гетеротрофной денитрификации выглядит следующим образом:



Здесь углерод является органическим соединением с нулевой валентностью, тогда как природные органические соединения разнообразны, и атомы углерода в них могут иметь различную валентность.

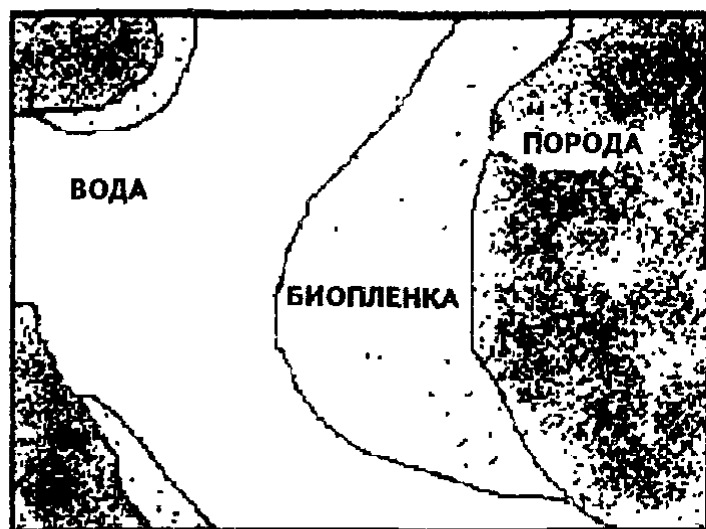
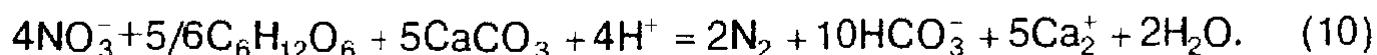


Рис. 4. Модель распределения колоний бактерий в породе в виде биопленки [55]

Доказательством существования гетеротрофной денитрификации в подземных водах являются замеренные концентрации азотистых газов или результаты изотопных исследований. Однако получение такой информации в полевых условиях затруднительно. Косвенными признаками могут быть низкие концентрации или практически полное отсутствие растворенного в воде кислорода и повышенное содержание гидрокарбонатов, если водовмещающими являются карбонатные породы [40].

Реакция образования гидрокарбонатов в подземных водах в результате денитрификации в присутствии органического донора электронов глюкозы ($C_6H_{12}O_6$) имеет вид



Скорости денитрификации в естественных природных условиях, установленные при помощи изотопных методов измерения возраста подземных вод, составляют 10,4 мг/л азота за 12800 лет, а для сельскохозяйственных территорий 0,73 мг/л в день [40].

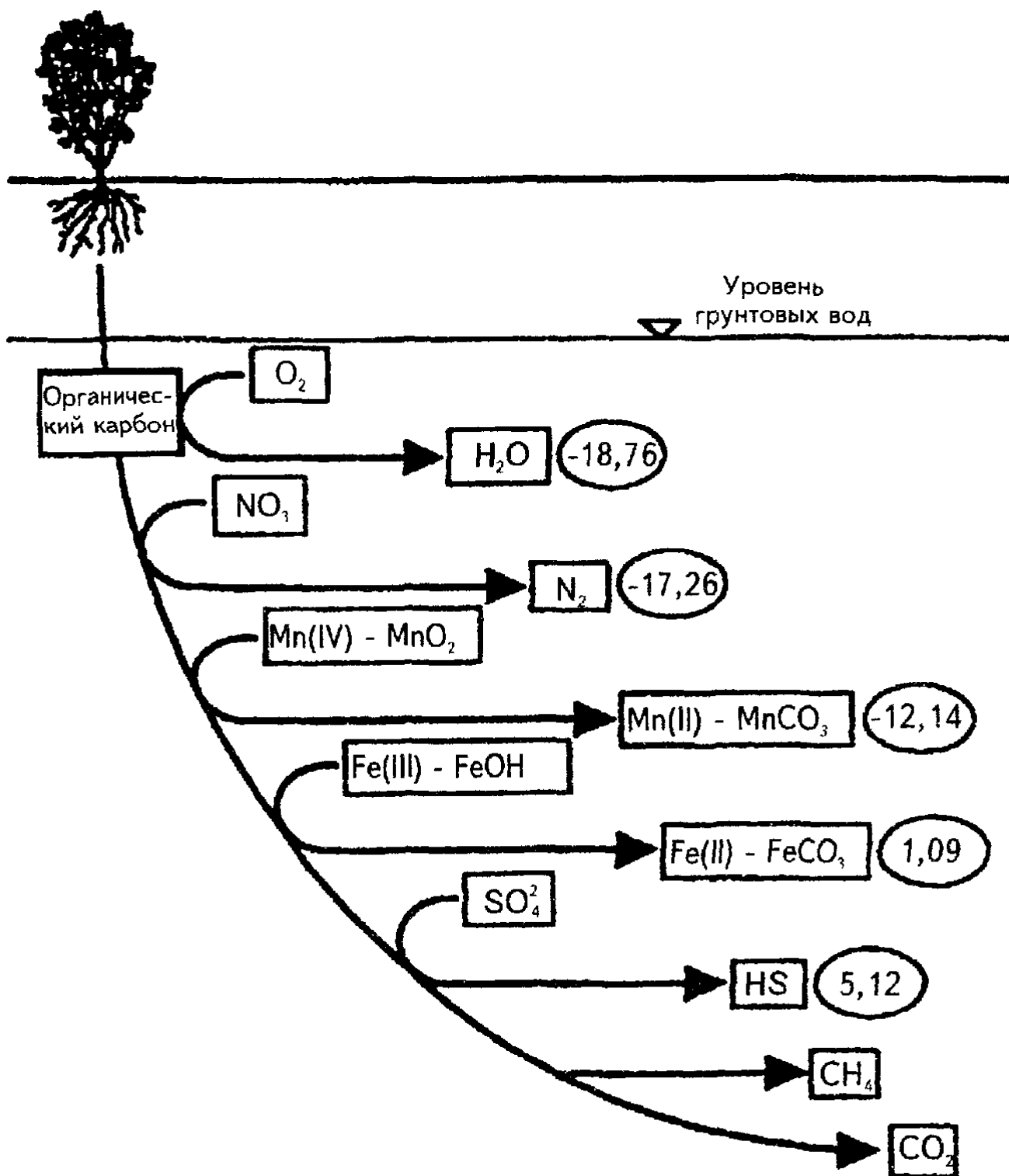
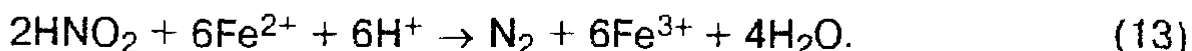
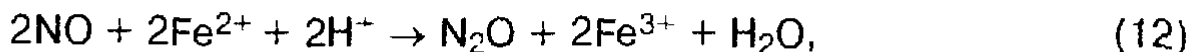
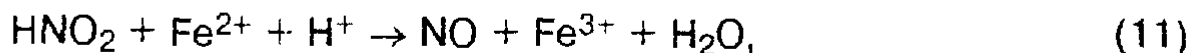


Рис. 5. Последовательность использования бактериями кислородных акцепторов в реакциях окисления органического углерода [40]

Цифры в эллипсах – значения свободной энергии Гипса

Если нитрат-ион поступает в марганец-, железо- или сульфатвосстановительную зону, то в отсутствии органического углерода бактерии используют восстановленные Mn^{2+} , Fe^{2+} , S^{-1} как доноры электронов

Это пример автотрофной денитрификации. Например, бактерии *Gallionella ferruginea*, которым требуется только 0,32 мг/л растворенного кислорода, принимают участие в восстановлении NO_3^- до NO_2^- , а затем идет абиотическое восстановление в среде с низким содержанием растворенного органического вещества до газообразных соединений азота за счет окисления $\text{Fe}^{2+} \rightarrow \text{Fe}^{3+}$ по следующей цепочке реакций:



В данной цепочке реакция (13) является результирующей.

Другой вид бактерий *Thiobacillus denitrificans* восстанавливает нитраты в подземных водах в сульфатной среде по реакции:



В этом случае оба иона - железо (II) и сульфат-ион, участвуют в процессе автотрофной денитрификации. Признаками автотрофной денитрификации в подземных водах является рост концентраций сульфат-ионов и отсутствие двухвалентного железа до тех пор, пока все нитрат-ионы не денитрифицированы. Различие между гетеротрофной и автотрофной денитрификацией очень существенно, однако большинство исследователей предполагают, что в реальных условиях работают оба механизма.

Восстановление нитратов до аммония (ВДА), как и денитрификация, является реакцией, которая делает доступной для бактерии энергию, необходимую для роста и размножения клеток:



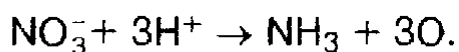
где $2\text{CH}_2\text{O}$ – органический материал.

Восстановление нитратов до аммония в основном сохраняет азот в системе. Предположение, что ВДА преобладает, когда запасы нитрат-содержащих соединений (акцепторов электронов) ограничены, а денитрификация преобладает, когда запасы углерода (донора электронов) ограничены, не нашло широкой экспериментальной поддержки. Наоборот, в некоторых природных системах ВДА успешно сочетается с денитрификацией. Если аммоний, образованный за счет ВДА, позднее попадает в аэробные условия, которые могут возникать при пониже-

нии уровня подземных вод, то это приводит к образованию нитратов в результате нитрификации. Тогда при последующем подъеме уровня подземных вод, например, весной можно наблюдать приток нитратов из горизонта к вновь образованному участку водоносного горизонта, скважине и другим местам, где их не ожидают. С использованием метода изотопного разделения в лабораторных условиях было выявлено [40], что в аэробной среде 89% нитрат-иона было восстановлено до $^{15}\text{N}_2$, 25% – до $^{15}\text{NH}_4^+$ (ВДА) и 0,01% было присвоено клеточным материалом. Первоначальная концентрация растворенного кислорода 9,9 мг/л в аэробной среде была сокращена до 1,3 мг/л в фильтрующемся растворе. В анаэробной среде 36% $^{15}\text{NO}_3^-$ было восстановлено до $^{15}\text{N}_2$ и 55% – до NH_4^+ (ВДА). При этом концентрация растворенного кислорода составляла 0,6 мг/л в течение всего анаэробного эксперимента, а $^{15}\text{NO}_3^-$ не был обнаружен ни в стоке, ни в среде. Среднее время пребывания в среде – 5 дней. Сумма процентного содержания восстановленных компонентов азота не составляла 100%. Аэробная среда имела положительный дисбаланс в 14%, анаэробная среда – отрицательный в 9%. Авторы статьи [40] не комментируют полученные результаты. Приведенный пример демонстрирует необходимость дальнейшего изучения механизмов разделения между денитрификацией и ВДА в водоносных горизонтах.

Оценивая изученность денитрификации в подземных водах, Korom S.F. [40] выделяет основные направления дальнейших исследований: 1) получение более подробной информации об автотрофных денитрификаторах; 2) установление для различных денитрификаторов тех значений концентраций растворенного кислорода, при которых происходит денитрификация, и в каких пределах концентрации растворенного кислорода влияют на скорости денитрификации; 3) выяснение, какие соединения органического углерода являются доступными для использования бактериями при денитрификации и какие различные типы и источники органического углерода влияют на скорости денитрификации.

В отдельных публикациях рассматривается возможность восстановления больших концентраций нитратов в подземных водах абиогенно-химическим путем. Важным условием протекания таких реакций является наличие градиента редокс-потенциалов водовмещающих пород и вод. В гетерогенной электрохимической системе металл с переменной валентностью выступает как донор электронов и восстанавливает ионы водорода из воды до атомарного состояния. Последние расходуются на восстановление нитратов до аммиака без формирования промежуточных окислов NO_2^- по схеме:



(16)

Абиогенный путь, по мнению авторов, возможен только при условии контакта нитратсодержащих подземных вод с породами, обладающими отрицательными окислительно-восстановительными потенциалами - глиной, доломитами, известняком, аргиллитами [27].

Уменьшение концентраций нитратов до естественных значений в подземных водах ниже по потоку от источника загрязнения за счет процессов разбавления и смешения часто принимают за процессы денитрификации. Так, региональное изучение распределения нитратов в основном водоносном горизонте меловых отложений центральной части Великобритании внешне подтверждало гипотезу об уменьшении нитратов за счет процесса денитрификации. Несмотря на то, что результаты гидрохимических и микробиологических анализов указывали на процесс денитрификации, только более детальные изотопные исследования выявили истинную причину уменьшения нитратов от 10 до 2 мг N/л и менее. Происходившее в направлении потока подземных вод уменьшение концентраций нитратов явилось следствием смешения вод различного генезиса. Влияние процессов разбавления на улучшение качества подземных вод в региональном плане отмечалось также и в районе Ноттингема [49].

Таким образом, процессы денитрификации, восстановления нитратов до аммония и разбавления чистыми водами являются естественными природными механизмами, способствующими улучшению качества подземных вод при загрязнении их нитратами животноводческих отходов. Однако остается неясным, как гидрогеологические условия влияют на возможность природного самоочищения подземных вод от загрязнения нитратами. Оценка этих процессов в конкретных гидрогеологических условиях является задачей дальнейших исследований.

Процесс денитрификации в разных гидрогеологических условиях

Примером изучения влияния гидрогеологических условий на возможность прохождения денитрификации в подземных водах являются исследования, выполненные в Канаде. Изучив несколько безнапорных водоносных горизонтов в сельской местности, Starr R. и Gillham R. [53] пришли к выводу, что денитрификация происходит во многих, но не во всех водоносных горизонтах. Для исследований были выбраны два

объекта, расположенные на сельскохозяйственной территории. Состав и строение почв, пород зоны аэрации и водовмещающих отложений на объектах были схожие. На первом объекте Rodney уровень подземных вод находился на глубине около 1 м, с глубины 2 м нитраты в водах отсутствовали. На втором объекте Alliston уровень подземных вод находился на глубине более 4 м, концентрация нитратов в них составляла до 40 мг/л. На обоих объектах был выполнен комплекс полевых и лабораторных исследований по измерению гидрохимических профилей, профилей органического углерода и определению скоростей денитрификации (рис. 6).

Сравнение гидрогеохимических профилей двух объектов показало, что гидрохимические профили различаются по содержанию растворенного кислорода в воде, растворенного органического углерода, нитратов и Eh. На объекте Rodney с неглубоким залеганием уровня подземных вод концентрации растворенного кислорода, нитратов и растворенного органического углерода с глубиной сократились до практически полного отсутствия. Резкое снижение этих показателей было объяснено авторами как последовательность следующих реакций: окисление органического вещества, на которое расходуется весь кислород, уменьшение окислительно-восстановительного потенциала и следующее за этим восстановление нитратов. Геохимические профили на объекте Alliston с более глубоким залеганием уровня подземных вод показали, что концентрация растворенного кислорода, растворенного органического углерода, нитратов и значения показателя Eh сохранялись практически постоянными в интервале исследования.

Полевые и лабораторные эксперименты доказали наличие денитрификационного потенциала - присутствие денитрифицирующих бактерий и достаточное количество органического углерода в водоносных горизонтах на обоих объектах. Авторы предположили, что отсутствие денитрификации на объекте с более глубоким залеганием уровня связано с недостаточным количеством доступного для бактерий (лабильного, неустойчивого, легко гидролизующегося) органического углерода. При отсутствии достаточного количества доступного углерода анаэробная среда не формируется, и денитрификация отсутствует.

Важным источником доступного органического углерода в безнапорном водоносном горизонте является растворенный органический углерод, образующийся в почвенной зоне и мигрирующий вниз с инфильтрующейся влагой. При неглубоком залегании уровня подземных вод время инфильтрации через vadose zone может быть относительно коротким, так что происходит окисление небольшого

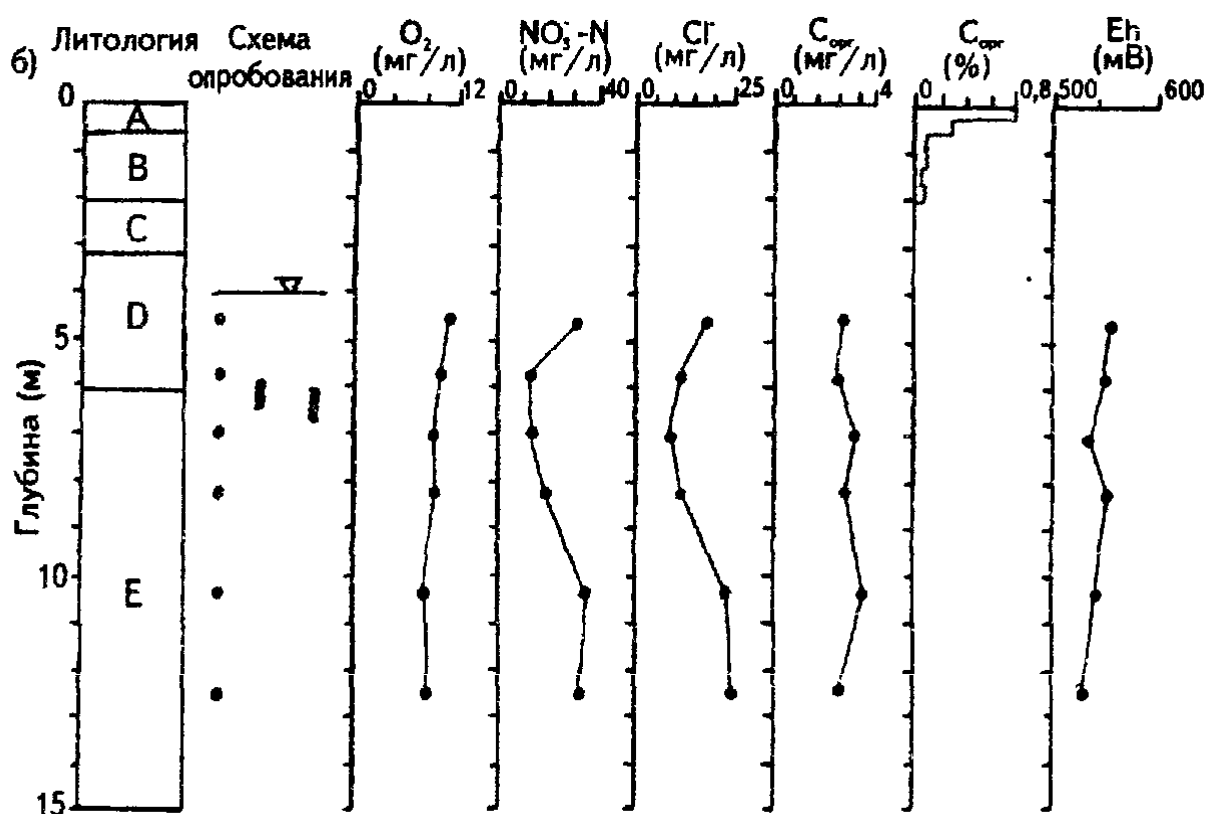
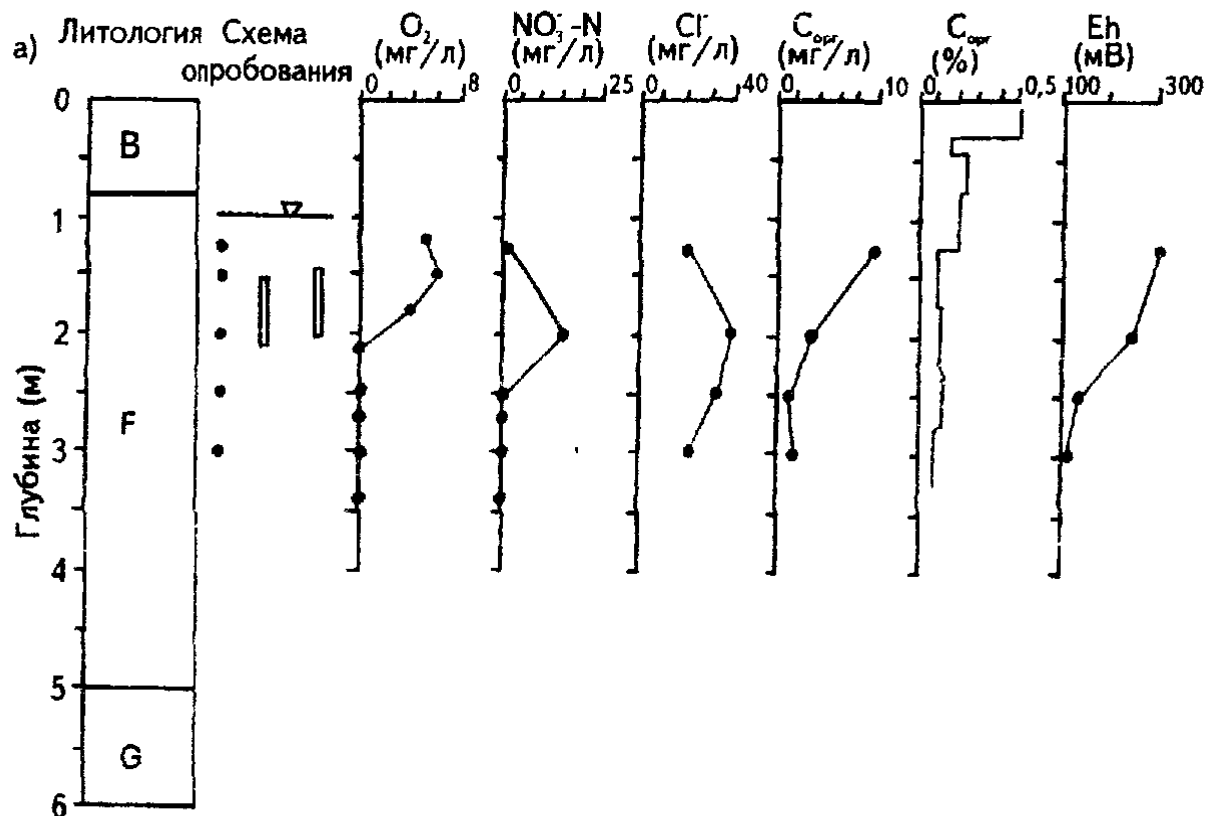


Рис. 6. Литологические и гидрохимические профили на объектах Rodney(a), Alliston (б) [53]

А – песок среднезернистый темно-коричневый, В – песок мелкозернистый желтый; С – песок среднезернистый желтый; D – песок средне- и крупнозернистый желтый; E – песок среднезернистый; F – песок мелкозернистый серый, G – глина серая

количества растворенного органического углерода, а значительные его количества остаются на входе в водоносный горизонт. При более глубоком залегании уровня подземных вод и при всех других равных условиях время инфильтрации через ненасыщенную зону может быть больше, приводя к более полной деградации неустойчивой части органического вещества [53].

Таким образом, параметрами, лимитирующими процесс денитрификации в подземных водах, являются достаточное количество органического углерода в доступной для бактерий форме и небольшое время фильтрации через зону аэрации, которое достигается при неглубоком залегании уровня подземных вод и интенсивных поливах.

МЕТОДЫ ИЗУЧЕНИЯ И ПРОГНОЗА ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПОДЗЕМНЫХ ВОД В РАЙОНАХ ЖИВОТНОВОДЧЕСКИХ ХОЗЯЙСТВ

Методико-гидрогеологические аспекты изучения и оценки влияния животноводческих хозяйств на окружающую среду

Методические подходы к гидрогеологическим исследованиям для выяснения исходного состояния, прогноза и развития загрязнения подземных вод на конкретном сельскохозяйственном объекте разработаны в России, Германии, Чехии, Словакии, Великобритании, США, Нидерландах, Франции. Программы исследований включают: учет и анализ внешних по отношению к геологической среде техногенных факторов; оконтуривание областей загрязнения; выявление внутренних факторов формирования режима подземных вод; создание наблюдательной сети для контроля развития загрязнения подземных вод. На стадии детальных работ решаются задачи отбора проб почв и грунтов зоны аэрации для выяснения их физико-химических свойств и литологической стратификации разреза; отбора проб поровых вод из почв и грунтов зоны аэрации, анализа литологии и фильтрационных параметров водовмещающих пород; анализа распределения химических элементов и соединений в водоносных горизонтах [7].

Результаты комплексных исследований используются при разработке стратегии управления качеством подземных вод и обосновании защитных мероприятий по охране окружающей среды в районе животноводческих хозяйств как на стадии проектирования, так и на стадии

эксплуатации животноводческих хозяйств. Так, в России разработана и успешно применяется на практике методика гидрогеологического обоснования орошения сельскохозяйственных культур животноводческими сточными водами [8].

В некоторых странах в районах интенсивного животноводства действуют системы по управлению водными ресурсами. Системы включает контроль за вымыванием нитратов, накоплением фосфатов и положением уровня грунтовых вод [47].

Одним из примеров производственного планирования охраны окружающей среды в сельскохозяйственных районах является система управления производственными процессами животноводческих предприятий. Система состоит из трех блоков – экономического, экологического, социального. Главными критериями экономического блока являются показатели загрязнения окружающей среды, вызванного отходами животноводства – загрязнение почвы, воды и воздуха нитратами, а также влияние загрязнения на здоровье человека. Выполненные оптимизационные расчеты показали, что оптимальными, с точки зрения минимального ущерба окружающей среде, являются животноводческие фермы с небольшим поголовьем скота, использование разбавленных сточных вод (норма до 66 м³/га по азоту). Стратегия охраны окружающей среды рассчитывается на 10 лет вперед. Она учитывает содержание нитратов в почве, растениях и грунтовых водах. Главными рычагами воздействия на состояние окружающей среды являются использование одной из действующих мер – сокращение поголовья скота и улучшение использования собственных и арендуемых полезных земель (Lahl U., 1985).

Управление качеством подземных вод при помощи регулирования внесения азотсодержащих удобрений

Примером управления качеством подземных вод является опыт, полученный специалистами на ферме Lancaster County в штате Пенсильвания (США) в период с 1985 по 1990 г. [33]. Здесь для определения необходимого количества азота органических и минеральных удобрений изучали влияние доз внесения удобрений на качество подземных вод. Критериями оценки внесения необходимого количества азота были планируемый урожай и качество подземных вод. Анализировались сведения о режиме удобрения угодий, количестве осадков, глубине

залегания уровня подземных вод и качестве подземных вод за период до и после начала экспериментов. Эксперименты проводились на территории, поверхность которой представляла террасированный склон. Фермы (6-7 помещений) находились на нижней, а поля орошения и площадки для выгула скота – на верхних террасах. Количество вносимого фермерами в почву азота в 2 раза превышало потребности растений. Азот вымывался с поверхностным стоком, аккумулировался в почве и загрязнял подземные воды.

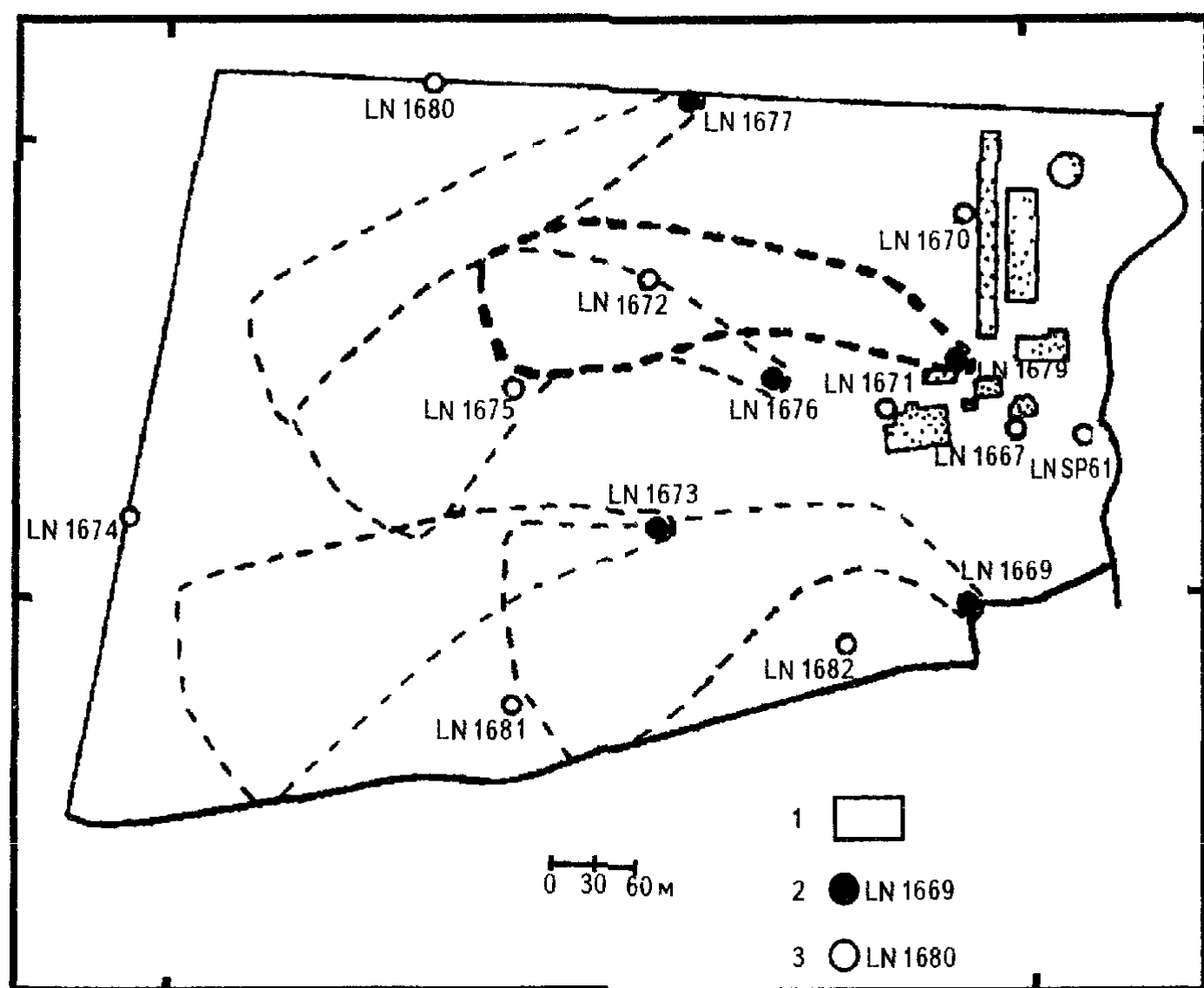


Рис. 7. Мониторинг нитратного загрязнения [33]

Пунктирные линии – контуры площадей, с которых возможно поступление загрязнения в наблюдательные скважины

1 – фермы 2 – наблюдательная скважина, 3 – разведочная скважина

Глубина залегания уровня подземных вод на территории изменилась от 1,5 до 9,15 м. В пробах воды из скважин и колодцев, которые отбирались раз в месяц в период отсутствия питания и ежедневно – в период сильных дождей, определялось содержание фосфата и азота. Концентрации нитратов в подземных водах после ливней понижались до первоначальных значений через две недели. Наблюдения за качеством подземных вод показали, что при орошении в подземных водах отмечались как повышенные, так и пониженные концентрации нитратов. Самые значительные изменения концентрации нитратов наблюдались в водозаборных скважинах с максимальными значениями удельного дебита.

При оценке влияния доз внесения удобрений на качество подземных вод определенную сложность представляло оконтурить для каждой скважины удобряемые площади, с которых поступает загрязнение. Для этого линии тока, построенные с учетом конфигураций линий равного напора, были протянуты в форме клина внутрь территории, были использованы произвольно взятые отношения 2:1 протяженности пути фильтрации к горизонтальной дисперсии (примерно под углом 25°), так как действительное отношение пути фильтрации к дисперсии было неизвестно. Размер области влияния внесения удобрений был ограничен 300 м вверх по потоку от каждой скважины (рис. 7).

При снижении доз удобрений на 39-67% снижение нитратов в подземных водах не везде было одинаковым и изменялось от 8 до 32%. Наиболее снизилась концентрация нитратов в скважинах с наибольшим первоначальным содержанием нитратов в подземных водах.

Коэффициенты корреляции между нормами внесения азота и концентрацией нитратов составляли 0,6-0,7. Улучшение качества воды наступило примерно через 4-19 мес. после начала действия программы по регулированию внесения органических удобрений.

Модели загрязнения подземных вод нитратами животноводческих отходов

Р.Е. Rijtema [47] предлагает классификацию моделей загрязнения подземных вод: 1) балансовые модели, в которых учитывается только поступление и расходование загрязняющих веществ без каких-либо попыток описания процессов; 2) модели резервуара (бассейна) со сосредоточенными параметрами, в которых используется информация о механизме процессов; 3) структурные модели, в которых используется наиболее полная информация о механизме процессов. Структурные модели обычно состоят из моделей переноса, межфазного обмена, химических и биохимических превращений.

Примером балансовой модели для прогноза концентраций нитратов в подземных водах в местах расположения индивидуальных систем удаления сточных вод - септиков и танков (туалетных ям в грунте) и полей фильтрации в нескольких сельских местностях штата Калифорния (США) является модель, предложенная N.Norman, E.Hantzche, J.Finnemor [45]. Выбранные для исследования территории характеризовались высокой плотностью населения, низкими годовыми нормами осадков, высокими темпами роста содержания нитратов в подземных водах в последние несколько лет и критической ситуацией с водоснабжением населения питьевой водой. Гидрогеологические условия характеризовались неглубоким залеганием уровня подземных вод и высокими фильтрационными свойствами водовмещающих аллювиальных песков. Ежегодное поступление азота с человеческими отходами от одной семьи составляло около 33 кг, что примерно в 200 раз больше, чем поступает в естественных условиях в результате минерализации почвенного органического азота или с осадками.

Для прогноза концентраций азота в подземных водах авторы предлагают простой балансовый метод, позволяющий приблизительно учесть механизм миграции и процессы трансформации азота. Упрощенный прогноз влияния нитратов, поступающих из одиночных систем удаления стоков, можно выполнить с помощью баланса массы, учитывая только поступление азота со сточными водами и дождевым питанием и потери за счет денитрификации в почве и верхнем слое водоносного горизонта. Выражение для результирующих средних концентраций C_r азота нитратов в инфильтрационном питании по сути является формулой смешения и имеет следующий вид

$$C_r = \frac{I C_1(1-d) + WC_w}{I + W}, \quad (17)$$

где I – скорость просачивания сточных вод через почвы, осредненная по всем объемам сточных вод на исследуемой площади, см/год, C_1 – концентрация общего азота в сточных водах, мг/л, d – доля потерь азота нитратов за счет денитрификации в почве; W – осредненный расход дождевого питания подземных вод (естественная инфильтрация), см/год; C_w – фоновые концентрации азота нитратов в расходе дождевого питания, достигающего до уровня грунтовых вод, исключая просачивание сточных вод, мг/л. В этом выражении значение C_r вычисляется как взвешенная средняя концентрация азота нитратов просачивающихся дождевых осадков и сточных вод, установленная для ожидаемых потерь за счет денитрификации.

Допущениями в уравнении (17) являются одинаковое и полное смешение сточных вод и дождевых осадков по всей территории, полный переход азота в нитраты. Уравнение (17) используется для оценки среднемноголетнего влияния и не прогнозирует сезонные изменения.

Примером модели со сосредоточенными параметрами является модель, предложенная G.Ling, A.I. El-Kadi [41]. Модель рекомендуется для оценки утечек нитратов в условиях их ограниченной информации. Модель учитывает процессы трансформации азота, климатические характеристики, оросительные и удобрительные нормы. Эта модель была протестирована на детальных численных моделях и условиях объекта и дала результаты утечек нитратов у основания зоны аэрации, близкие к реальным. По мнению авторов, эта модель может быть использована для определения норм внесения азотсодержащих удобрений, а также для оценки поступления нитратов до уровня подземных вод.

Примером структурной модели является численная модель для моделирования гетеротрофной денитрификации в водоносном горизонте, разработанная W.Kinzelbach, W.Schafer, J.Herzer [39]. Она позволяет описать интерактивный перенос кислорода, нитратов, органических субстратов и микробиальной массы в двумерном пространстве, включая возможность ограниченного диффузионного обмена между различными фазами в водоносном горизонте. Модель учитывает переключение с аэробных на анаэробные условия, способствующие процессу денитрификации в зависимости от концентраций кислорода. Эта модель достаточно общая для того, чтобы описать микробиологическую деятельность как в ситуации природного водоносного горизонта, так и полевого эксперимента по очистке воды. Биохимическая часть модели описывает взаимодействие кислорода, нитратов, органического углерода и бактерий. Она рассматривает три различные фазы: подвижная поровая вода; биофаза; водонасыщенные породы. Это приводит к максимальному учету восьми компонентов: кислорода, нитратов, органического углерода как в поровых водах, так и в биофазе, органического углерода, адсорбированного на поверхности скелета породы и бактерий, прикрепленных к водной поверхности. Использованная в работе концепция биофазы в виде биопленки (biofilm) позволяет включить в описание математической модели ограниченные диффузией процессы обмена между подвижной поровой водой и бактериями в пленке. Наиболее подробно микроскопическая модель для диффузионного переноса нитратов в системе биопленка – подземные воды рассмотрена A.Zysset, F.Stauffer, T.Dracos [55].

Главные функциональные зависимости в объединенной нитратной модели для одномерного переноса основывались на том, что бактериальное окисление растворенного органического вещества при помощи растворенного кислорода происходит до тех пор, пока концентрации растворенного кислорода ни приблизятся к пороговым (1-2 мг/л). Затем микроорганизмы переключаются на использование нитратов. Деятельность бактерий и расходование нитратов приходит к мертвой точке, когда используется весь растворенный углерод. Модель денитрификации была применена для участка водоносного горизонта 30-метровой мощности в аллювиальных отложениях в долине р.Рейна.

Результаты моделирования показали, что распределение органического материала в водоносном горизонте и его доступность для микроорганизмов в виде растворенного органического углерода являются хорошим средством для того, чтобы контролировать распределение бактерий в среде с низким содержанием в субстрате растворенного органического вещества. Модель позволяет качественно воспроизвести наблюдаемые характеристики глубинных профилей как для углерода, так и для кислорода. Применение модели вертикального двумерного переноса, объединенного с биodeградацией, показало, что в относительно однородных водоносных горизонтах такую модель можно использовать для интерпретации вертикальных профилей концентраций.

Авторы модели считают весьма проблематичным прогнозное моделирование двумерного или трехмерного распределения нитратов для реальных полевых условий. С одной стороны, это связано с неопределенностью локальных скоростей фильтрации, возникающих из-за фильтрационных неоднородностей, с другой, – с отсутствием детальных сведений о распределении в водоносном горизонте органического углерода или органических соединений и о коэффициентах обмена между фазами. Авторы модели считают, что ее использование наиболее полезно при проверке гипотез о ходе процессов денитрификации, чувствительности анализов и полуколичественных оценок.

Примером использования моделей переноса и биотрансформации соединений азота является оценка влияния локальных неоднородностей на эффективные полевые параметры биodeградации при помощи стохастического анализа биodeградации в условиях недостатка кислорода в трехмерном неоднородном водоносном горизонте [44]. F.Miralles-Wilhelm, L.W.Gelhar, V.Karoor отмечают, что включение процесса биodeградации в количественные модели переноса нитратов в подземных водах реальных природных объектов является трудной задачей, так как микробиологическая система сложная и, возможно, менее понятная, чем гидрогеологические и химические составляющие в таких моделях.

Для того чтобы разработать модель, способную оценивать дисперсию, сорбцию и темпы биodeградации в масштабах больших, чем масштабы процессов в лабораторных экспериментах, должны быть определенным образом рассмотрены пространственная изменчивость гидрогеологических, химических и микробиологических процессов. Эту свойственную процессам изменчивость авторы реализуют при помощи стохастического описания, которое представляет параметры, контролирующие процессы переноса, сорбции и превращений, как случайные поля пространственных координат и применяют стохастический подход осреднения локальных уравнений модели.

Стохастическая теория давно уже применяется для анализа дисперсии растворов в водоносных горизонтах. Она удовлетворительно объясняет высокие коэффициенты дисперсии в полевых опытах с трассерами макродисперсией, возникающей в водоносных горизонтах. При этом основная причина такого увеличения дисперсии – это локальная неоднородность коэффициента фильтрации водоносного горизонта, которая может вызвать значительные изменения в локальных скоростях перемещения растворов, что приводит к увеличению распространения загрязнения вследствие вытягивания области загрязнения в движущиеся с разными скоростями рукава. Стохастическая теория объясняет, что на пространственное распределение и смещение компонентов в растворе сильно влияет локальная неоднородность сорбции на породе, которая приводит к росту на порядок величины продольной макродисперсии.

Стохастическая теория применяется к анализу двухкомпонентного (загрязнитель и кислород) реактивного переноса в трехмерном неоднородном, статистически анизотропном водоносном горизонте. В качестве модели локальной неоднородности принято: а) случайное анизотропное поле логарифма коэффициента фильтрации ($\lg k$); б) линейная корреляция между параметром кинетики распада, характеризующем жизнедеятельность бактерий и $\lg k$; в) линейная корреляция между коэффициентом задержки переноса (параметром сорбции) и $\lg k$.

Таким образом, авторы предполагают, что пространственная неоднородность параметров распада и коэффициента задержки переноса частично определяется неоднородностью поля проницаемости за счет корреляционной связи с $\lg k$. На основе аналитического стохастического осреднения локальных уравнений реактивного переноса при принятой гипотезе о стохастической изменчивости основных параметров авторы [44] получают макроскопические эффективные параметры переноса, распада и сорбции загрязнителя в масштабах пласта (полевые условия).

Вычисления двухкомпонентного (нитраты и кислород) переноса для одного из объектов загрязнения (Borden-site) показали, что в условиях биodeградации, лимитированной кислородом, неоднородность проницаемости, параметров распада и сорбции оказывает сильное влияние на продольную макродисперсию нитратов и растворенного кислорода. При этом эффективная скорость разложения вещества в полевых условиях обычно меньше среднего значения. Соответственно расчеты разложения вещества, основанные на среднем значении темпа его разложения, могут в 2-3 раза преувеличивать среднюю скорость биodeградации загрязнителя в полевых условиях. Влияние всех видов неоднородности на задержку переноса за счет сорбции слабее, чем на эффект макродисперсии и эффективные скорости разложения. Эффективные коэффициенты задержки переноса и биodeградации зависят от дисперсии логарифма поля проницаемости, и это является главной особенностью, контролирующей процесс дисперсии в полевых условиях. Результаты показывают важность выполнения измерений параметров сорбции, скорости биоразложения и коэффициента фильтрации полевых образцов для того, чтобы определить контролирующие связи процесса биodeградации, упомянутые выше.

В связи с приближенностью использованных методов аналитические осреднения, представленные в этой работе, применимы только там, где средние концентрации меняются слабо в пространстве, и градиенты концентраций зависят только от времени. Это условие реализуется вдали от источников поступления загрязнителя, на границе области загрязнения, где градиенты средней концентрации сохраняются постоянными в масштабе изменений проводимости. Это предположение и предпосылка эргодичности (предпосылка возможности определения случайной по параметрам ее единственной реализации) ограничивает применимость модели к большим интервалам времени и переносу на большое расстояние.

Примером региональной прогнозной модели, учитывающей совокупность гидрогеологических условий территории, характер использования земель, режим внесения удобрений, особенности процессов вымывания нитратов из почвы и денитрификации, является модель, разработанная специалистами Института культуры водного хозяйства в Нидерландах. Результаты прогнозных расчетов, выполненных на этой модели для ряда водозаборов в сельской местности, показали, что к 2000 г. предельно допустимая концентрация нитратов в подземных водах будет превышена в 16 населенных пунктах. В ряде случаев процесс водоотбора будет способствовать превышению норм качества воды по нитратам, так как при снижении уровня подземных вод в

процессе их длительной эксплуатации в верхних слоях почвы водоохранных зон будет ослаблена денитрификация и усилена нитрификация [48]

Таким образом, для выполнения численных прогнозов загрязнения подземных вод нитратами разработан широкий класс моделей – от упрощенных, рассчитывающих концентрации нитратов по формулам смешения, до моделей, сочетающих двухмерный перенос нитратов с их деградацией в результате денитрификации. Однако такие модели требуют знания большого количества параметров процессов, некоторые из которых изучены недостаточно, например, процессы формирования, переноса и трансформации доступного для бактерий органического углерода

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Животноводческие хозяйства особенно крупные животноводческие комплексы, являются мощными источниками загрязнения окружающей среды органическими веществами, азотсодержащими соединениями и тяжелыми металлами. Загрязнение окружающей среды в районе животноводческих хозяйств носит комплексный характер

При решении вопросов защиты подземных вод от загрязнения необходимо учитывать прежде всего влияние загрязненной почвы как источника вторичного загрязнения подземных вод

Направленность биохимических процессов трансформации и переноса азотсодержащих соединений в почве приводит к поступлению в подземные воды нитратов. Экспериментальные данные по изучению миграции азотсодержащих соединений в породах зоны аэрации подтверждают, что нитраты поступают в подземные воды из верхней части разреза. При определенных условиях в подземных водах может сформироваться область устойчивого загрязнения нитратами. Концентрации нитратов в таких случаях достигают 400 мг/л и более

Естественными природными механизмами самоочищения подземных вод являются денитрификация, восстановление нитратов до аммония и разбавление загрязненных вод чистыми водами. Гетеротрофная денитрификация может рассматриваться как наиболее эффективный процесс самоочищения подземных вод. Потенциальные условия для прохождения гетеротрофной денитрификации – наличие бактерий, органического углерода и нитратов – как правило, выполняются при орошении животноводческими стоками. Однако в одних гидрогеологических условиях механизмы самоочищения работают, а в других – нет

Наиболее важная цель изучения нитратного загрязнения – предсказать возможность денитрификации в водоносном горизонте. Исследования последних лет показали, что возможность денитрификации в подземных водах, по-видимому, связана с наличием доступного органического углерода и глубиной залегания уровня подземных вод или с временем инфильтрации растворенного органического углерода до уровня подземных вод. Для подтверждения такой гипотезы требуется анализ картины загрязнения (или его отсутствия) подземных вод в районе конкретных животноводческих объектов.

Возможность использования для прогноза нитратного загрязнения конкретных объектов полных математических моделей, учитывающих гетеротрофную денитрификацию, сорбцию и пространственный перенос нитратов в подземных водах, ограничена. Главными причинами такого ограничения являются не неадекватность моделей, а недостаточные знания о параметрах моделей - локальной фильтрационной неоднородности, распределении органического углерода в водоносном горизонте, коэффициентах обмена между жидкой и твердой фазами. Наиболее перспективным представляется применение таких моделей для анализа чувствительности процессов очищения подземных вод от нитратного загрязнения по отношению к параметрам, контролирующим процессы, тестированию; проверке таких гипотез, как зависимость прохождения денитрификации от глубины залегания уровня подземных вод и т.д. Все это, в конечном счете, приблизит нас к пониманию и прогнозированию сложного процесса загрязнения подземных вод нитратами животноводческих отходов.

Литература

- 1 *Брезгунов В С* Влияние промышленного животноводства на режим азота в природных водах // Мелиорация и водное хозяйство – 1992 – № 7
- 2 *Варюшкина Н М*. Отрицательное экологическое воздействие удобрений в системе почва – растение – промывные воды // Экологические проблемы накопления нитратов в окружающей среде Тез дикл Всесоюз конф, Пушкино, 1989 – С.13-14
- 3 *Воробьева Р П* Использование сточных вод и животноводческих стоков для орошения сельскохозяйственных культур в условиях Западной Сибири – М Россельхозакадемия, 1995
- 4 *Воробьева Р П, Новикова Л Ф* Продуктивность и качество животноводческой продукции при орошении животноводческими стоками // Эколо-

гически безопасное использование сточных вод и животноводческих стоков в сельском хозяйстве Сб науч тр – Барнаул, 1995 – С 163-172

5 Ворошилов Ю И , Дурдыбаев С Д , Ербанова Л И Животноводческие комплексы и охрана окружающей среды – М ВО Агропромиздат, 1991 – 206 с

6 Гамалей В Н , Кулинченко Ю А Влияние длительного применения животноводческих стоков на трансформацию азота дерново-подзолистой почвы // Тез докл 8 Всесоюз съезда почвоведов, Новосибирск, 14-18 авг 1989 – Кн 3 – Новосибирск, 1989 – 121 с

7 Гольдберг В М , Ивлев В В Требования к исходным фактическим данным для гидрогеологического обоснования орошения сточными водами // Разведка и охрана недр – 1994 – №9 – С 27-30

8 Гольдберг В М , Ивлев В В , Воробьева Р П Практическое пособие по охране подземных вод при орошении сточными водами – М Изд Ин-та дружбы народов им П Лумумбы, 1995

9 Голченко М Г , Железко В И Орошение сточными водами – М Агропромиздат, 1988 – 104 с

10 Емцев В Т , Ницэ Л К , Годова Г В Эффективность фотосинтеза и активность фиксации азота в корневой зоне сельскохозяйственных растений // Минеральный и биологический азот в земледелии СССР Сб ст – М Наука, 1995 – С 252-260

11 Забулис Р М Охрана подземных вод Литовской ССР от загрязнения в районах крупных животноводческих комплексов // Методические рекомендации – Вильнюс, 1988 – 71 с

12 Закутин В П Фетисенко Д А , Пантелеева З Н Нитратное загрязнение подземных вод территории СНГ и сопредельных стран // Водные ресурсы – 1994 –Т 21 – №3 – С 374-380

13 Изерская Л А Цыцарева Л К Влияние длительного орошения стоками животноводческих комплексов на агроэкологическое состояние серых лесных почв //Тез докл II съезда общества почвоведов России – СПб , 1996 – Кн 1 – С 349-350

14 Карпис А Э , Лапиня И М Загрязнение среды стоками свиноводческого комплекса – Рига Зинатне, 1990 – 237 с

15 Климас А И , Забулис Р М Экспериментальное изучение движения загрязняющих веществ через зону аэрации // Разведка и охрана недр – 1984 – №8 – С 36-40

16 Крайнов С Р , Закутин В П Загрязнение подземных вод в сельскохозяйственных регионах // Гидрогеология инженерная геология Обзорная инф вып 2 – М , 1993 – 87 с

- 17 Кудеяров В Н , Тарусина В Н , Заименко Н В Влияние кремнийорганического препарата на содержание нитратов в почве и их накопление в растениях // Экологические проблемы накопления нитратов в окружающей среде Тез докл Всесоюз конф , Пущино, 1989 – С 74-75
- 18 Образование канцерогенных N-нитросоединений в экосистемах // Тез докл II Всесоюз симп по экологической онкологии – Киев, 1990 – 107 с
- 19 Пестряков В К , Ковис Н В , Попов А И Моделирование трансформации органических веществ в лабораторном эксперименте // Почвоведение – 1990 – №3 – С 30-40
- 20 Романенко Н И , Воробьева Р П Использование животноводческих стоков, сточных вод и их осадков для орошения и удобрения сельскохозяйственных культур – М , 1995 – 271 с
- 21 Сергиенко Л И Овцов Л П Экологические аспекты использования сточных вод на орошение – Волжский 1993
- 22 Снакин В В Присяжная А А Рухович О В Состав жидкой фазы почв – М РЭФИА, 1997 – 325 с
- 23 Соколов О А , Семенов В И , Агаев В Н Нитраты в окружающей среде – Пущино, 1990 – 317 с
- 24 Тикавый В А , Зеленюк Е В Применение бесподстилочного навоза на легких почвах Белоруссии // Экологически безопасное использование сточных вод и животноводческих стоков в сельском хозяйстве Сб науч тр – Барнаул, 1995 – С 175-185
- 25 Тихонов В У , Климентьев А И Роль азотного цикла в оптимизации режима органического вещества и реализации трансформационных функций почв // Тез докл II съезда общества почвоведов России – СПб , 1996 – Кн 1 – С 48-49
- 26 Толстова С В , Галанина Т В Процессы аммонификации в почве, удобренной жидким навозом // Экологически безопасное использование сточных вод и животноводческих стоков в сельском хозяйстве Сб науч тр - Барнаул, 1995 – С 63-73
- 27 Щека В А , Курбанов И Н Два пути восстановления азота в подземных водах // Науч -техн достиж и передовой опыт в области геологии и разведки недр Информ сб – № 9 – М , 1993 – 43 с
- 28 Эрнестова Л С , Вульф Н Ли Механизмы окислительно-восстановительной трансформации загрязняющих веществ в природных водах // Водные ресурсы – 1995 – Т 22, № 6 – С 700-705

- 29 *Addiscott T M , Whitmore A P* Farming, fertilisers and the nitrate problem //CAB International – Wallingford, 1991 – 170 p
- 30 *Beck L* A review of farm waste pollution // J Inst Water and Environ Manag – 1989 – Vol 3, № 5 – P 467-477
- 31 *Boniface A* Britain's water ways // Chem Eng – 1989 – № 464 – P 24-25
- 32 *Burt T P , Arkell B P* Stream nitrate levels in a small catchment in south west England over a period of 15 years, 1970-1985 // Hydrol Process – 1988 – № 2 – P 267-284
- 33 *David W* Hall effects of nutrient management on nitrate levels in ground water near Ephrata, Pennsylvania // Ground Water – 1992 – Vol 30, № 5 – P 720-730
- 34 *Fluckiger W* Strassennahe Standorte- Auswir- kungen auf Lebrnsgemeinschaften am Beispicl des Stickstoffs // Strasse und verkehr – 1989 – Bd 75, № 4 – P 201-207
- 35 *Follett R F* Nitrogen management and ground water protection /Amsterdam Elsevier, 1989 – Vol 15 – 395 p
- 36 *Hamilton P A , Helsel D R* Effects of agriculture on groundwater quality in five regions of the United States // Ground Water – 1995 – № 33 – P 217-226
- 37 *Heathwaite A L , Johnes P J* Contribution of nitrogen species and phosphorus fractions to stream water quality in agricultural catchments // Hydrological processes – 1996 – Vol 10 – P 971-983
- 38 *King Larry, Burns J* Long-term swine lagoon effluent application on Coastal bermudagrass // J Environ Qual – 1990 – Vol 19, № 4 – P 756-760
- 39 *Kinzelbach W , Schafer W , Herzer J* Numerical modelling of natural and enhanced denitrification process in aquifers // Water Resources Research – 1991 – Vol 27, № 6 – P 1123-1135
- 40 *Korom S F* Natural denitrification in the saturated zone A review // Water Resources Research – 1992 – Vol 28, № 6 – P 1657-1668
- 41 *Ling G , El- Kadi A I* A lumped parameter model for nitrogen transformation in the unsaturated zone // Water Resources Research – 1998 – Vol 34, № 2 – P 203
- 42 *Martzopoulos G G* Livestock wastes and environmental pollution in Greece// Volatile Emiss Livestock Farm and Senage Oper Proc Workshop Uppsala, 10-12 June 1987 – London -London, New York, 1988 – P 223-229

- 43 *Mbagwu J S C* Influence of cattle-feedlot manure on aggregate stability, plastic limit and water relations of three soils in north-central Italy // *Biol Wastes* – 1989 – Vol 28, №4 – P 257-269
- 44 *Miralles-Wilhelm F, Gelhar L W, Kapoor V* Stochastic analysis of oxygen-limited biodegradation in three – dimensionally heterogeneous aquifers // *Water Resources Research* – 1997 – Vol 33 № 6 – P 1251-1263
- 45 *Norman N, Hantzche E, Finnemore J* Predicting groundwater nitrate – nitrogen impacts // *Ground Water* – 1992 – Vol 30, № 4
- 46 *Pacheco J, Cabrera A* Groundwater contamination by nitrates in Yucatan Peninsula, Mexico // *Hydrogeology Journal* – 1997 – Vol 5, № 2 – P 47-53
- 47 *Rijtema P E* Groundwater quality modeling for agricultural non-point sources // *Proceedings of the International Symposium on Water Quality Modeling of Agricultural Non-point Sources* – 1990, USA-ARS ARS-81 Part 1 – P 227-252
- 48 *Rijtema P E, Kroes J G* Nitrogen modelling on a regional scale // *NATO ASI Series* – 1991 – Vol 30
- 49 *Rivers C N, Barrett K M* Use of nitrogen isotopes to identify nitrogen contamination of the Sherwood sandstone aquifer beneath the city of Nottingham, United Kingdom // *Hydrogeology Journal* – 1996 – Vol 4, № 1 – P 90-102
- 50 *Sharma M L, Herne D E* Nutrient discharge beneath urban lawns to a sandy coastal aquifer, Perth, Western Australia // *Hydrogeology Journal* – 1996 – Vol 4, № 1 – P 103-115
- 51 *Spalding R F, Exner M E* Occurrence of nitrate in groundwater A review // *J Environ Qual* – 1993 – № 22 – P 392-402
- 52 *Spalding R F, Parrot J D* Shallow groundwater denitrification // *Sci Total Environ* – 1994 – Vol 141, № 1-3 – P. 17-25
- 53 *Starr R, Gillham R* Denitrification and organic carbon availability in two aquifers//*Ground Water* – 1993 – Vol 31, № 6
- 54 *Stever T Yen, Shiping Liu, Koplin Dana W* Analysis of nitrate in near – surface aquifers in the midcontinental United States an application of the inverse hyperbolic sine Tobit model // *Water Resources Research* – 1996 – Vol 32 – № 10 – P 3003-3011
- 55 *Zysset A, Stauffer F, Dracos T* Modelling of reactive groundwater transport governed by biodegradation // *Water Resources Research* – 1994 – Vol 30, № 8 – P 2423-2434

Оглавление

Введение	1
Экологические аспекты промышленного животноводства	2
Характеристика животноводческих хозяйств	2
Характеристика отходов животноводства	5
Утилизация животноводческих стоков при орошении сельскохозяйственных культур	8
Загрязнение окружающей среды в районе животноводческих хозяйств	13
Загрязнение атмосферы	14
Загрязнение поверхностных вод	15
Загрязнение почвы	17
Загрязнение растений	21
Загрязнение подземных вод	24
Загрязнение подземных вод соединениями азота	27
Принципиальный цикл азота животноводческих стоков	27
Биохимические процессы трансформации азотсодержащих соединений животноводческих стоков в почвах	29
Миграция азота в почвах и породах зоны аэрации	35
Экспериментальное изучение движения соединений азота через породы зоны аэрации	37
Биотрансформации и перенос нитратов в подземных водах	40
Процесс денитрификации в разных гидрогеологических условиях	45
Методы изучения и прогноза загрязнения подземных вод в районах животноводческих хозяйств	48
Методико-гидрогеологические аспекты изучения и оценки влияния животноводческих хозяйств на окружающую среду	48
Управление качеством подземных вод при помощи регулируемого внесения азотсодержащих удобрений	49
Модели загрязнения подземных вод нитратами животноводческих отходов	51
Заключение	57
Литература	58

Позднякова И.А., Путилина В.С., Галицкая И.В. Загрязнение подземных вод отходами животноводства. – М., 1998. – 62 с. // Гвозекологические исследования и охрана недр. Обзор /ЗАО "Геоинформмарк". – Библиогр.: с.58-62 (55 назв).

В обзоре приводятся сведения о специализации животноводческих хозяйств, видах, численности и способах содержания животных; составе, свойствах и количестве животноводческих отходов, способах их очистки и утилизации. Решение вопросов охраны подземных вод от загрязнения в районах развития интенсивного животноводства требует комплексной оценки состояния всех компонентов природной среды, их возможного влияния на подземные воды. Особое внимание уделяется вопросам загрязнения атмосферы, почвы, растений, поверхностных и подземных вод при использовании животноводческих стоков для орошения сельскохозяйственных культур. Для выяснения механизма формирования загрязнения подземных вод соединениями азота рассмотрены процессы биохимической трансформации и переноса их в системе растения – почвы – породы зоны аэрации – подземные воды.

Показана роль процессов денитрификации в подземных водах как естественного механизма очистки подземных вод от нитратов. Рассмотрены методы изучения, прогноза и управления качеством подземных вод в районах животноводческих хозяйств. Приводятся примеры использования математического моделирования для прогноза распространения нитратов в подземных водах.

И.А.Позднякова, В.С.Путилина, И.В.Галицкая

Загрязнение подземных вод отходами животноводства

Редактор И.А.Демьянова
Технический редактор М.К.Кузьмина
Корректор Е.В.Кормакова

Подписано в печать с оригинал-макета 22 01 99

Формат 60х84/16

Бумага картографическая

Печать офсетная

Усл. печ. л. 4,0

Усл. кр.-отт 4,5

Уч.-изд.л. 4,7

Тираж 245 экз

Заказ 7

ЗАО "Геоинформмарк". 109172, Москва, ул. Гончарная, 38.Тел. ред.915-60-84
(с) ИГЭ РАН 2007. Гидрогеологическая База Знаний. www.hge.pu.ru