

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.



ПОСТОЯННАЯ КОМИССИЯ  
СЭВ ПО СОТРУДНИЧЕСТВУ  
В ОБЛАСТИ ГЕОЛОГИИ  
МЕЖДУНАРОДНАЯ СИСТЕМА  
НАУЧНО-ТЕХНИЧЕСКОЙ  
ИНФОРМАЦИИ

**ГЕОИНФОРМ**

**нитратное загрязнение  
подземных вод  
удобрениями**

**ОБЗОР**

**МОСКВА — 1985**

УДК 556.388

Брилинг И.А. Нитратное загрязнение подземных вод удобрения-  
ми. - М., 1985, 49 с., ил. - (Гидрогеол. и инж.геология: Обзор/  
БНИИ экон.минер.сырья и геол.-развед.работ. БИЗМС). - Библиогр.:  
с.43-48(91 назв.).

Рассматривается механизм превращений азота в почве и движе-  
ния нитратов в породах зоны аэрации, а также насыщенной зоны.  
Анализируются представления о моделях миграции нитратов, neces-  
сариых для обоснования мероприятий по управлению этим процессом  
и предотвращению нитратного загрязнения подземных вод.

Автор И.А.Брилинг, канд.геол.-мин. наук, МГУ, Москва

Рецензент И.С.Пашковский, канд.геол.-мин.наук, ЦИГЭ ИГО  
Центргеология, Москва

Ответственный редактор И.А.Демьянова

МИНИСТЕРСТВО ГЕОЛОГИИ СССР  
ВСЕСОЮЗНЫЙ НАУЧНО-ИССЛЕДОВАТЕЛЬСКИЙ ИНСТИТУТ  
ЭКОНОМИКИ МИНЕРАЛЬНОГО СЫРЬЯ И ГЕОЛОГОРАЗВЕДОЧНЫХ РАБОТ (ВИЭМС)

ГИДРОГЕОЛОГИЯ И ИНЖЕНЕРНАЯ ГЕОЛОГИЯ

Обзорная информация

Москва

1985

Издается с 1964 г.  
УДК 556.388

И.А. Брилинг  
(ИГУ)

НИТРАТНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ПОДЗЕМНЫХ ВОД УДОБРЕНИЯМИ

В в е д е н и е

Основные мероприятия, осуществляемые в целях интенсификации сельского хозяйства, оказывают отрицательное воздействие на качество подземных вод. Так, внесенные на поля удобрения являются площадным источником загрязнения, преимущественно нитратного, от которого трудно защитить действующие водозаборы. При мелиорации нарушается солевой режим почв и требуется увеличение доз вносимых удобрений. Развитие животноводческих комплексов оказывает дополнительное загрязняющее воздействие на качество грунтовых вод: современный животноводческий комплекс по интенсивности поступления от него загрязнения в подземные воды эквивалентен одному городу среднего размера.

В настоящее время во всех странах мира загрязнение водоносных горизонтов, распространенных под удобряемыми сельскохозяйственными угодьями, стало нежелательной закономерностью. В Советском Союзе данные по динамике уровня содержания нитратов в подземных водах на территориях агропромышленных комплексов и сельскохозяйственных районов практически не публикуются, поэтому составление каких-либо прогнозов на будущее затруднительно. Однако сделать это необходимо для обоснования и разработки эффективных мер защиты подземных вод от нитратного загрязнения.



## Источники загрязнения

Данные по использованию удобрений во всем мире публикуются в издании FAO Fertilizer Yearbook, в котором отражается уровень производства удобрений и их потребления в отдельных странах.

В Европе основным производителем безводного аммиака являются Нидерланды, ФРГ, Франция. Постоянно увеличивается его производство в Великобритании, Италии, Испании и других странах. Первое место в мире по производству безводного аммиака занимают США.

Применяемые в настоящее время дозы азотных удобрений в пересчете на содержание азота достигают 200 кг/га на богарных землях и 300 кг/га на орошаемых. Такой высокий уровень применения удобрений был достигнут в различных странах за последние годы, в Великобритании, например, путем увеличения количества применяемых удобрений в 5–10 раз за последние 35 лет, в Индии – за последние 10 лет. Использование азотных удобрений на единицу площади показано в табл. I [89].

Т а б л и ц а I  
Использование азотных удобрений  
(кг/га) в некоторых странах в 1961–  
1978 гг.

Страны	Годы		
	1961–1965	1971	1978
Нидерланды	125,2	175,6	215,0
Япония	122,3	117,7	131,6
Дания	50,9	104,5	129,6
ГДР	48,0	91,7	124,8
ФРГ	53,7	83,3	102,8
Венгрия	20,4	57,4	85,1
Польша	17,7	46,5	70,8
Швеция	32,8	62,2	68,7
Великобритания	29,5	49,4	66,5
Франция	22,3	46,7	62,1
США	8,1	15,2	21,0

Медицинские исследования показывают, что в организме человека при участии специфических бактерий в условиях щелочной среды происходит восстановительная реакция – переход нитратов в нитриты, приводящая к образованию метагемоглобина [24]. Наиболее благоприятные для этого перехода условия осуществляют в кишечном тракте грудных детей, в силу чего повышенное содержание нитратов в питьевой воде вызывает появление синюшной болезни – метоглобинемии. Содержание 1 мг нитратов в 1 кг массы взрослого чело-

века приводит к расслаблению мышц, расширению кровеносных сосудов, двухвалентное железо в организме окисляется до трехвалентного за счет кислорода нитратов, переходящих в нитриты. В этом случае и

у взрослого человека образуется метагемоглобин, приводящий к тяжелому заболеванию. Доза 20 мг нитратов на 1 кг массы человека является смертельной. Для цианидов эта доза составляет 4 мг на 1 кг массы, что свидетельствует о токсичности нитратов для организма. В условиях нитратного токсикоза могут происходить также мутации отдельных клеток, что вызывает другие серьезные последствия.

Установлены жесткие ПДК нитратов в питьевых водах в связи с их высокой токсичностью, в большинстве стран эта норма составляет 50 мг/л, что в пересчете на содержание азота соответствует 10 мг/л.

Загрязнения грунтовых вод не происходит, если обмен азотом совершается в ненарушенных условиях, например, под массивами леса [13,14,20], здесь концентрация нитратов составляет 0–1,5 мг/л, а также под лугами и пашнями, где не вносятся минеральные удобрения.

Приток нитратов в подземные воды в ряде случаев отмечается при наличии определенного состава пород, из которых выщелачиваются нитраты, что повышает концентрацию до 100 мг/л и более [46]. Такие породы содержат большое количество органических веществ, которые в результате выветривания перемещаются в поровые воды, обогащая их нитратами. В Намибии благодаря особенностям состава водовмещающих отложений фоновое содержание нитратов в подземных водах составляет 20 мг/л по азоту. Считается, что такое содержание нитратов поддерживалось на этом уровне в течение последних тысячелетий. Большое количество нитратов поступает в водоносный горизонт из гляциальных отложений южной части штата Альберта в Канаде [44].

Мощное поступление нитратов в подземные воды происходит после вспашки лугов для перевода их в пашни. Этот процесс характерен для Великобритании за последнее столетие. В прошлом столетии около 30% земель было под пашней и 40% под лугом, в настоящем – 40% под пашней и 30% под лугом.

Увеличение пахотных земель произошло в основном на площади распространения мелового водоносного горизонта. Потенциальное количество способных к минерализации нитратов после перепашки лугов оценивается в несколько тысяч килограммов на гектар. Измерения, проведенные в 60–сантиметровом слое почвенного профиля в Суссексе, где вспашка целинных трав впервые была проведена в

1978 г., показали, что в течение зимы 1978–1979 гг. было выщелочено более 200 кг/га, в то время как с лугов, нетронутых вспашкой, – 5 кг/га по азоту [67].

Подобный случай рассмотрен также в работе израильских авторов [49]. Вспашка была произведена 50 лет назад, и в период наблюдений 1973–1981 гг. прослежены затухающие темпы выщелачивания нитратов. В соответствии с прогнозами стабилизация этого процесса произойдет через 80–90 лет после вспашки.

Загрязнение подземных вод в сельскохозяйственных районах происходит в результате интенсивного скотоводства. Так, в Намибии при фоновом содержании нитратного азота 20 мг/л среднее его содержание в скотоводческих районах – 56 мг/л, а в ряде случаев доходит до 140 мг/л [43]. В малонаселенной Новой Зеландии по этой же причине концентрация нитратов в подземных водах достигает 180–250 мг/л  $NO_3^-$ , причем загрязнение проникает и в напорный водоносный горизонт. Население Новой Зеландии составляет 3,2 млн.чел., а разводимый там скот служит источником загрязнения, эквивалентным обитанию 250–300 млн.чел. [28].

Р.Квет [55] предполагает, что в I половине XIX века на территории Чехословакии подземные воды были сильно загрязнены нитратами в связи с активным развитием скотоводства.

Загрязнение нитратами вызывается весьма часто промышленными объектами, как, например, в штате Невада, в долине Лас-Вегас (США), где происходит выброс сточных вод из промышленного комплекса [51]. Локальное загрязнение подземных вод произошло здесь также в результате благоприятных путей проникновения поверхностных вод в подземные, что выяснилось на месте установки монумента Черчиллю. Концентрация нитратов в подземных водах под монументом увеличилась столь значительно (до 1400 мг/л), что сначала было сделано предположение, что источником его является сам монумент [45].

Урбанизация также является причиной роста нитратного загрязнения. Современные города, как правило, окружены зоной загрязненных подземных вод [25,83]. Сильное загрязнение источников водоснабжения происходит в местах, где допускается антисанитарное состояние территории, прилегающей к водозабору [60].

В центральной части Линкольншира в Великобритании обнаружено загрязнение подземных вод в водозаборном сооружении производительностью 17 тыс.м<sup>3</sup>/сут в результате выщелачивания мочевины, используемой на аэродромах как средство против обледенения [86].

Перечисленные причины загрязнения подземных вод нитратами в большей или меньшей степени усиливают влияние главного источника площадного загрязнения – минеральных удобрений, вносимых в пахотные земли. В подавляющей части работ, рассматриваемых в настоящем обзоре, однозначно определяется решающее влияние привноса минеральных удобрений на качество подземных вод, и именно этому вопросу посвящены, например, обзорные статьи Л.Альфельди [19], С.П.Янга [69], И.Бояковской и др. [26].

### Содержание нитратов в подземных водах

Данные по возрастающему содержанию нитратов в подземных водах начали появляться в печати на границе 60–70-х годов и к настоящему времени по этому вопросу накоплены обширная информация и опыт исследований многих стран. В Великобритании были предприняты исследования Центром водных ресурсов, Институтом геологических наук и местными управлениями водных ресурсов по широкой комплексной программе. Дело в том, что 30% водоснабжения Великобритании обеспечивается подземными водами триасовых песчаников в Центральном районе и Восточном Мидленде, а также водоносными горизонтами верхнего мела, распространенными в Ланкашире, Суссексе, Восточном Йоркшире. Водоносные горизонты перекрыты породами зоны аэрации, имеющими мощность 15–35 м. Под сельскохозяйственные удобряемые земли занято 80% площади, находящейся над зонами распространения водоносных горизонтов. Данные по прогрессирующему загрязнению этих важных источников водоснабжения были опубликованы в работах L.A.Green и P.Walker (1970), R.L.H.Satchell и K.I.Edworthy (1972), S.S.D.Foster и R.A.Crease (1974), а также в докладах Severn-Trent-Water Authority (1976, 1978).

В эти же годы появились работы, в которых приведены результаты наблюдений за увеличением содержания нитратов в подземных водах ФРГ – E.Grebe и J.Nahn (1972), Франции – M.Cadillon (1975), A.Maricthy и R.Letolle (1977), Израиле – D.Ronen (1974), США – C.W.Kreitler и D.C.Jones (1975).

Результаты проведенных исследований обобщены Международной ассоциацией гидрогеологов (IAHS) в трудах по качеству подземных вод, рассмотренных на симпозиумах "Protection of mineral water" специальной комиссией под председательством Я.Броби из Чехословакии [87,88]. Эти симпозиумы проходили в Чехословакии



(1972 г., 1982 г.), во Франции (1974 г.), в Венгрии (1976 г.), Великобритании (1977 г.), СССР (Вильнюс, 1979 г.).

Исследования английских ученых показали, что для профиля зоны аэрации, простирающегося до глубины 35 м, характерны концентрации нитратов (по  $N$ ) 15–50 мг/л в поровых водах. Повышение концентрации нитратов произошло за последние 20 лет на площадях распространения водоносных горизонтов, совпадающих с удобряемыми землями. Ненасыщенная зона таким образом становится источником нитратов для водосносного горизонта, в котором наблюдается систематическое повышение концентрации нитратов, попадающих в водозаборные скважины. В юрских песчаниках в скважинах Центрального Линкольншира отмечены концентрации нитратов, достигающие 22,6 мг/л по азоту [81], в среднем – 14–17 мг/л [67]; для верхне-мелового водоносного горизонта (1980 г.) характерны концентрации 10 мг/л, а для отдельных скважин – 14,6 мг/л.

Установлено, что за 1955–1975 гг. в отдельных сельскохозяйственных районах Франции загрязнение подземных вод нитратами возросло на 20 мг/л (по  $NO_3$ ), темпы увеличения загрязнения составляют 1–3 мг/л в год. В отдельные месяцы в году концентрация нитратов превышает допустимую [57]. Обследование показало, что с 1981 г. около 1 млн. человек во Франции получает воду с концентрацией 40–50 мг/л  $NO_3$  и предполагается, что число этих людей к 1995 г. возрастет до 10 млн., что составляет 20% населения страны [34].

Столь же неблагоприятные данные получены в результате обследования водозаборных сооружений ФРГ. Из 1162 водозаборных сооружений, обследованных на территории Северного Рейна-Вестфалии, 7,9% имеет концентрацию нитратов 50 мг/л по  $NO_3$ , 50% индивидуальных скважин загрязнены. В других районах страны положение тоже неблагоприятно. Так, при обследовании 3000 водозаборных скважин в 1978 г. обнаружено 6,6% загрязненных. На основании полученных данных сделан вывод, что 10% населения ФРГ постоянно или периодически используют загрязненную нитратами воду [56].

В Нижнерейнской бухте в аллювиальном водоносном горизонте мощностью 12 м работает водозаборная скважина производительностью 1,5 млн. м<sup>3</sup>/год. На возделываемые поля вносят удобрения в количестве 100–700 кг/га  $N$ . В подземных водах обнаружены concentra-

ции нитратов 41–49 мг/л, а в некоторых местах 120–242 мг/л. Установлено, что увеличение концентрации нитратов на 70–87 мг/л произошло за 70 лет [68].

Широкое обследование водозаборных скважин проведено в США (табл. 2).

Т а б л и ц а    2

Концентрации нитратов в водах Среднего Запада США [91]

Штат	Число опробованных скважин	Число скважин с концентрацией $NO_3-N > 10$ мг/л	Процент скважин с концентрацией $NO_3-N > 10$ мг/л
Иллинойс	8844	481	5
Миссури	5000	1350	27
Небраска	364	18	5
Висконсин	406	108	27

В северо-восточной части штата Айова рост загрязнения в подземных водах, распространенных в сельскохозяйственных районах под удобряемыми полями, в значительной степени зависит от наличия и мощности глинистого перекрытия. Так, водоносный пласт, перекрытый 15-метровым олом слабопроницаемых пород оказался незагрязненным. При наличии перекрытия из слабопроницаемых пород мощностью меньше 15 м половина водозаборных скважин имела концентрацию нитратов 20 мг/л, а четверть – 45 мг/л [40].

Поскольку в США половина питьевой воды поставляет из подземных источников, то загрязнение их представляет серьезную угрозу населению. За последние годы зарегистрированы случаи заболеваний, вызванных употреблением загрязненных нитратами вод: в штате Нью-Джерси – 374 случая, в Нью-Мексико – 105, в Южной Каролине – 189 [71]. Загрязнению прежде всего подвергаются воды неглубоких скважин и колодцев, которой пользуется сельское население. Так, в прибрежной части штата Делавэр питьевые воды на глубине 1,5–4,6 м имеют концентрацию нитратов выше нормы [74].

Результаты обследования 11 водозаборных скважин в басейне канадских Великих Озер в период 1975–1977 гг. показали, что в 12% из отобранных 3000 проб концентрация нитратов была ниже 0,3 мг/л и в 3% – выше 10 мг/л [66]. В одном из сельскохозяйственных районов провинции Онтарио было обследовано 114 скважин, в 68 из них концентрация  $NO_3-N$  превысила 10 мг/л, что особенно часто наблюдалось под картофельными полями [46].

Постоянное увеличение содержания нитратов в подземных водах отмечено в Израиле [75]; здесь скорость возрастания концентрации нитратов равна 1 мг/л в год, начиная с конца 30-х годов XX века. К 1970 г. на отдельных участках в центре страны концентрация нитратов составляла 45–100 мг/л. По прогнозу [62] средняя концентрация нитратов повысится от 45 до 85 мг/л в 2000 г. В Израиле намечена программа мероприятий, ведущих к снижению загрязнения, однако, если фермерские хозяйства и согласятся снизить дозы вносимых удобрений, то положительные результаты этого ожидаются не ранее, чем через 10 лет. Кроме того, в Израиле были проведены медицинские исследования, обосновавшие повышение ПДК на нитраты в 2 раза по сравнению с нормой, существующей в других странах. Таким образом, поднимая нормы ПДК, государство решило "выйти из тупика".

Существенно загрязнены нитратами водоносные горизонты Мадридской впадины в Испании [60]. В Мадриде и его окрестностях концентрация нитратов в подземных водах более 30 мг/л и достигает 90 мг/л, что вызвано внесением сельскохозяйственных удобрений. Загрязнен в основном водоносный горизонт аллювиальных отложений четвертичного возраста мощностью 3–10 м. Гидравлически связанный с ним водоносный горизонт третичного возраста имеет концентрацию менее 10 мг/л, но такое положение, очевидно, нельзя считать устойчивым.

Весьма сильное загрязнение грунтовых вод произошло в Каталонии. Здесь вносится большое количество удобрений, проводится интенсивная мелиорация, поливы культур осуществляются сточными водами. В местах, где проводится наиболее активная ирригация, концентрация нитратов в грунтовых водах достигает 500 мг/л, а в дельте р.Льобрегат возле Барселоны 1000 мг/л [31].

Существенно повышены концентрации нитратов в грунтовых водах в центральной части Дании – 75 мг/л [20] и в Бельгии [90]. В Нидерландах также наблюдается увеличение концентрации нитратов в подземных водах. Страна располагает 250 водозаборами производительностью 1000 млн.л<sup>3</sup>/год, 70% водопотребления покрывается грунтовыми водами, малозащищенными от угрозы загрязнения [36].

Проблема нитратного загрязнения актуальна также и для ГДР. Для 28% скважин, пробуренных на возделываемых площадях Нижней Саксонии, характерна тенденция к увеличению нитратов. В скважинах на территории лугов и лесов отмечен в основном низкий уровень

содержания нитратов, за исключением некоторых (11%), где увеличенное содержание нитратов является следствием газового заражения района [84].

Карты изолиний нитратов (с разрезами) составлены для отдельных территорий Чехословакии и Болгарии [21,33,77]. Выделены участки с концентрациями нитратов менее 15 мг/л, 15–50 мг/л и более 50 мг/л. В работах [21,85] рассматриваются вопросы выщелачивания нитратов и других компонентов удобрений – хлоридов, сульфатов, кальция. В Венгрии отмечены концентрации до 65 мг/л  $NO_3$ , что связано с внесением азотных удобрений в дозах 300 кг/га на поля с монокультурами.

В Индии, где только недавно дозы вносимых удобрений стали приближаться к употребляемым во всем мире, загрязнение подземных вод произошло очень быстро и прогрессирует далее [41,48]. В табл.3 приведены результаты обследования 128 скважин, из которых 99 – водозаборных и 29 – ирригационных.

Т а б л и ц а    3  
Результаты мониторинга качества подземных вод  
в скважинах Южной Индии [47]

Показатели	Водозаборные скважины		Ирригационные скважины	
	Июнь 1977г.	Июнь 1979г.	Июнь 1977г.	Июнь 1979г.
Среднее содержание нитратов, мг/л	48	59	31	41
% скважин с содержанием нитратов > 50 мг/л	47	56	31	41

Из таблицы видно, что в водах около половины скважин превышены ПДК, причем число таких скважин увеличивается. В деревнях концентрация нитратов в скважинах и колодцах достигает 1500 мг/л, что свидетельствует о сильных локальных загрязнениях.

В Ирландской республике проведены детальные исследования в долине р.Барроу для оценки возможного загрязнения основных водоносных горизонтов в результате ведения сельского хозяйства. Обнаружено, что концентрации нитратов в подземных водах более 6 мг/л связаны со стоком с сельскохозяйственных полей, с бассейнами-накопителями и урбанизацией. Вносимые на поля удобрения не

приносят ущерба качеству подземных вод. Большое количество осадков, высокий уровень грунтовых вод способствуют сохранению равновесия между удобряемой почвой и качеством подземных вод [33].

Такова далеко не полная сводка приведенных за последнее время в печати сведений о растущем нитратном загрязнении подземных вод в различных странах. Эти данные убедительно овидетельствуют о том, что рост нитратного загрязнения связан с увеличением потребления удобрений и стал повсеместной неблагоприятной закономерностью.

Для составления прогноза изменения качества подземных вод, а также для разработки мероприятий по охране подземных вод от загрязнения необходима информация о содержании нитратов в подземных водах различных регионов страны, особенно территорий агропромышленных комплексов. Вместе с тем необходим также анализ путей и механизма миграции нитратов от дневной поверхности, на которую попадают удобрения, к подземным водам сквозь активный почвенный слой и породы зоны аэрации. Весь путь миграции нитратов можно разбить на три этапа: 1) миграция азота через почвенный слой; 2) движение поступивших в подпочвенный слой нитратов к уровню грунтовых вод в ненасыщенной зоне; 3) движение в насыщенной зоне к водозабору.

#### Миграция азота через почвенный слой

Вносимые в почву минеральные азотные удобрения усваиваются растениями в аммиачной или нитратной форме. В первые 3–4 недели вегетации азот минеральных удобрений усваивается интенсивнее, чем азот почвы, а через 40–50 дней, когда у зерновых культур наступает фаза колошения, усвоение его прекращается. Яровые зерновые культуры усваивают минеральный азот быстрее и полнее, чем просо, картофель, кукуруза [17], поэтому при посеве последних потери азота увеличиваются.

Усвоение азота тем полнее, чем ближе по срокам к началу вегетации внесено удобрение. Внесенное непосредственно при посеве или во время выхода растений в трубку оно усваивается на 60% от всего количества потребляемого азота, внесенное в фазе цветения – на 54%, а в фазе молочной спелости – на 30%.



Неиспользованный азот закрепляется в почве или теряется.

Потери азота в агрохимии исчисляются как разница между внесенным азотом и тем, который перешел в растения и органический азот почвы, т.е. к потерям относят азот, ушедший из слоя почвы в результате выщелачивания инфильтрационными водами, смыва поверхностным стоком и возвращения его в атмосферу в виде азота-газа. Величину потери азота исчисляют как процентное отношение к величине вносимого азота минеральных удобрений.

Сравнение эффективности различных видов удобрений было проведено на основании исследования баланса азота в почве чайной плантации [5]. Результаты приведены в табл.4.

Т а б л и ц а 4

Потери азота внесенного минерального удобрения

Внесенное удобрение	$(NH_4)_2SO_4$	$(NH_4)_2SO_4$	$NH_4NO_3$	$(NH_4)_2CO_3$
Доза, кг/га	200	300	300	300
Потери, %	24	35,6	45,8	25,3

Количество азота, непосредственно усваиваемого растениями из удобрений, колеблется в широких пределах и достигает 50% [37,69].

Г.Варгом и И.Латковичем [86] были проведены исследования динамики меченого азота. Оказалось, что растения усваивали 15–36% азота и столько же оставалось в почве. Остальной азот из почвенного слоя терялся, причем условия опыта, очевидно, допускали потери на выщелачивание и переход в азот-газ.

Потери азота в виде газа колеблются в большом диапазоне, так, при внесении мочевины в суглинки они составляли 4–10% и в песчаных почвах 16–23% [54].

Потери азота на выщелачивание были исследованы в лизиметрах 50x50x75 см Е Хаунсольдом [42]. Для прослеживания превращений азота употребляли метку  $^{15}N$ . Весной 1977 г. после снятия трав было внесено 100 кг/га азота в форме  $(NH_4)_2SO_4$  и  $KNO_3$  в жидком виде. Усвоение азота растениями составляет 37% при использовании удобрения в нитратной форме и 45% – в аммонийной форме за пятилетний период. В основном усвоение происходило в течение первого года после внесения удобрения, во второй год было усвоено лишь 2%, в последующие годы – менее 1%. Количество выщелоченного азота

составило 0,8% при использовании удобрения в аммонийной форме и 1,9% – в нитратной форме. Е.Хаунольдом получены весьма низкие величины потерь азота на выщелачивание. Можно предположить, что в данном эксперименте не была учтена минерализация почвенного азота, поскольку помечен был только азот удобрений. Кроме того, после однократного внесения азота в лизиметр могло наступить благоприятное экологическое равновесие, приводящее к снижению потерь.

Потери азота в форме газа, по данным индийских авторов, составляют 28–64%, а общие потери – около половины внесенных удобрений. К потерям авторы относят также фиксированный азот [50]. Потери на выщелачивание при составлении прогнозной модели в Индии были приняты равными 10% [63]. В работах английских авторов эта величина принимается гораздо большей. Наблюдения в период 1963–1979 гг. показали, что суммарная миграция азота вниз из почвенного слоя эквивалентна 30–40% вносимого постоянно удобрения [59]. В расчетной модели Д.Б.Оукса, С.П.Янга, С.С.Фостера [67] потери на выщелачивание приняты в размере 50% от количества применяемых удобрений. Дозы вносимых удобрений зависят от вида культур и составляют 120–380 кг/га N.

На северо-западе ЕТС использование азота удобрений характеризуется величиной 33–53% от дозы внесенного удобрения, при этом 10–40% азота закрепляется в почве. Потери составляют 10–15% [13]. Сапожников Н.А. и др. [16] изучали превращение азота в почве при помощи меченого азота. По данным авторов, питание растений азотом в первый год внесения удобрений в основном осуществляется за счет почвенного азота, азот минеральных удобрений в первый год после их внесения активно закрепляется в почве и становится питанием для растений только на следующий год. Внесение минеральных удобрений сильно повышает интенсивность использования растениями азота, извлекаемого из органических форм. Усвояемость азотных удобрений и почвенного азота растениями увеличивается также при применении азотных удобрений совместно с фосфором и калием.

Усвоение удобрений и снижение потерь азота происходит наиболее эффективно, если минеральные удобрения вносятся совместно с органическими. Особенно полно усваиваются минеральные удобрения при средних дозах (70 кг/га). При высоких дозах эффективность комплексного использования удобрений снижается и увеличиваются потери нитратов на выщелачивание [77].

Комплексное использование неорганических и органических удобрений приводит к уменьшению загрязнения подземных вод, что отмечено в результате исследований на разных почвах в различных странах [19,80]. Комплексное использование удобрений – один из перспективных путей землепользования, при котором может быть достигнута необходимая урожайность, а ущерб подземным водам сведен к минимуму.

Потери азота в форме нитратов из слоя почвы зависят от взаимодействия многих факторов и представляют собой переменную статью баланса азота. Так, потери из более тяжелых почв меньше, чем из легких, как в воздух, так и на выщелачивание. В условиях высокой влажности превалирует аккумуляция азота при коротком теплом лете, а при продолжительном теплом лете преобладает минерализация [13], что также отражается на потерях азота на выщелачивание. Смена культур, сроков внесения и доз вносимых удобрений, их состав, время и качество сбора урожая отражаются на потерях.

Удобрение и растение взаимодействуют далеко не непосредственно. Растение усваивает растворенные в почвенной среде соли аммония и нитраты. Однако процессы фиксации азота молекулярного, иммобилизации нитратов и аммония впрок, минерализации труднорастворимых форм происходят без прямого участия растений, получающих готовый питательный раствор. Все это в почве совершается при участии микроорганизмов, которые в значительной мере живут за счет растений и управляют балансом азота в почвенном слое. Поэтому миграция азота через наиболее активный слой почвы, сканчивающаяся проникновением нитратов в грунтовые воды, является прежде всего процессом биологическим, а не физическим; его сущность излагается в работе И.П.Бабьевой и Г.М.Зеновой [1].

Почвенный азот накапливается несколькими путями. Прежде всего это – азотфиксация, заключающаяся в том, что молекулярный азот-газ из атмосферы поглощается (связывается) микроорганизмами. Это явление носит планетарный характер и является одним из главных звеньев круговорота азота в природе. Общая продукция микробной фиксации составляет 270–330 млн.т/год. При небиологических процессах связывания азота в атмосфере, а также при искусственном связывании азота в целях производства удобрений продуцируется количество азота, составляющее лишь несколько процентов от указанной величины. Для осуществления азотфиксации необходимо большое количество энергии, поэтому процесс активно идет в тех случаях, когда микроорганизмы находятся в тесном контакте

с растениями, которые служат источником энергетического материала. Известны свободноживущие азотфиксаторы, активность которых изменяется в разных типах почв, они способны фиксировать от 0 до 3,6 кг/га азота в год. При внесении в почву дополнительного энергетического материала способность к азотфиксации увеличивается, достигая 30 кг/га в год [9]. Но более эффективны симбиотические азотфиксаторы, поселяющиеся в клубеньках, на корнях и листьях различных растений. Поступление в почву биологического азота за счет азотфиксирующей деятельности клубеньковых бактерий в зависимости от вида трав на дерново-подзолистых почвах составляет 150–300 кг/га N [10]. Азот, накопленный за счет азотфиксации, находится в почве в виде органических соединений, преимущественно белка. Он накапливается постепенно, в течение всего вегетационного периода и используется только после отмирания микробных клеток и их распада, что происходит относительно медленно.

Азот накапливается в почве как путем азотфиксации, так и иммобилизации его из аммонийных и нитратных соединений, поглощаемых микробными клетками и включаемых в органические полимеры, в результате чего азот становится временно недоступным для питания растений.

Этот процесс во многом определяет судьбу внесенных удобрений в почву, так как иммобилизация аммония и нитратов приводит к снижению коэффициента использования азотных удобрений растениями в условиях микробной конкуренции за субстрат. Одновременно этот процесс обеспечивает создание запасов азота впрок, на будущее, и сокращает потери азотных удобрений на выщелачивание и вымывание.

Азотсодержащие органические соединения в дальнейшем подвергаются минерализации, в результате чего почвенный раствор оказывается обогащенным солями аммония и нитратами. Этот процесс медленный. Процесс минерализации азотсодержащих соединений с выделением аммиака носит название аммонификации, а с выделением нитратов – нитрификации. Соотношение минерализации и иммобилизации при разных культурах исследовалось в работе [72].

Аммонификации подвержены белки и их производные, гумусовые кислоты и другие органические соединения при помощи микроорганизмов – аммонификаторов (бактерий, грибов и актиномицет) в различных условиях, за исключением мест с очень жарким и сухим климатом.

При аммонификации микробному разложению подвергаются соединения растительного и животного происхождения. Аммиак, образующийся вследствие аммонификации, в дальнейшем претерпевает различные превращения – адсорбируется почвой, снова иммобилизуется почвенными микроорганизмами, выделяется в атмосферу или нитрифицируется.

Ответственными за нитрификацию почвенных органических соединений являются организмы-нитрификаторы, представленные двумя группами, каждая из которых осуществляет один из двух этапов окисления азота – сначала образуются нитриты, а потом нитраты [22]. Все нитрифицирующие организмы – аэробные. В настоящее время открыта гетеротрофная нитрификация, характерная для таких гетеротрофных микроорганизмов, как грибы, у которых образование нитратов – побочный процесс, не являющийся источником энергии для их жизнедеятельности и идущий параллельно с окислением органического вещества.

Окисление аммиака при разложении соединений животного происхождения нитрифицирующими бактериями до нитратов при низкой влажности в аридных областях приводит к тому, что нитраты не вымываются, таким образом образуются месторождения богатых залежей селитры, как например, в Чили, Перу, Южной Африке и на островах Карибского моря.

Так же, как и при аммонификации образующиеся при нитрификации нитраты испытывают различные превращения. Они используются растениями, иммобилизуются микроорганизмами, выщелачиваются и вымываются в грунтовые воды или восстанавливаются до молекулярного азота в результате нитратредукции, или денитрификации.

Таким образом, в процессе нитрификации образуется нитрат-ион – опасный загрязнитель грунтовых вод, неадсорбируемый и легко подвижный в отличие от аммоний-иона, который активно сорбируется на почвенных коллоидах и глинистых минералах.

Азотное питание растений вполне может быть обеспечено солями аммония. Поэтому появилась необходимость регулирования процесса нитрификации, не доводя процесс минерализации до образования подвижных нитратов. Для этого применяются препараты – ингибиторы, например нитропирин, подавляющие первую фазу нитрификации. Следовательно, в применении препаратов-ингибиторов при внесении удобрений в аммонийной форме заключен один из путей радикального снижения потерь удобрений, повышения плодородия почвы и защиты подземных вод от загрязнения.



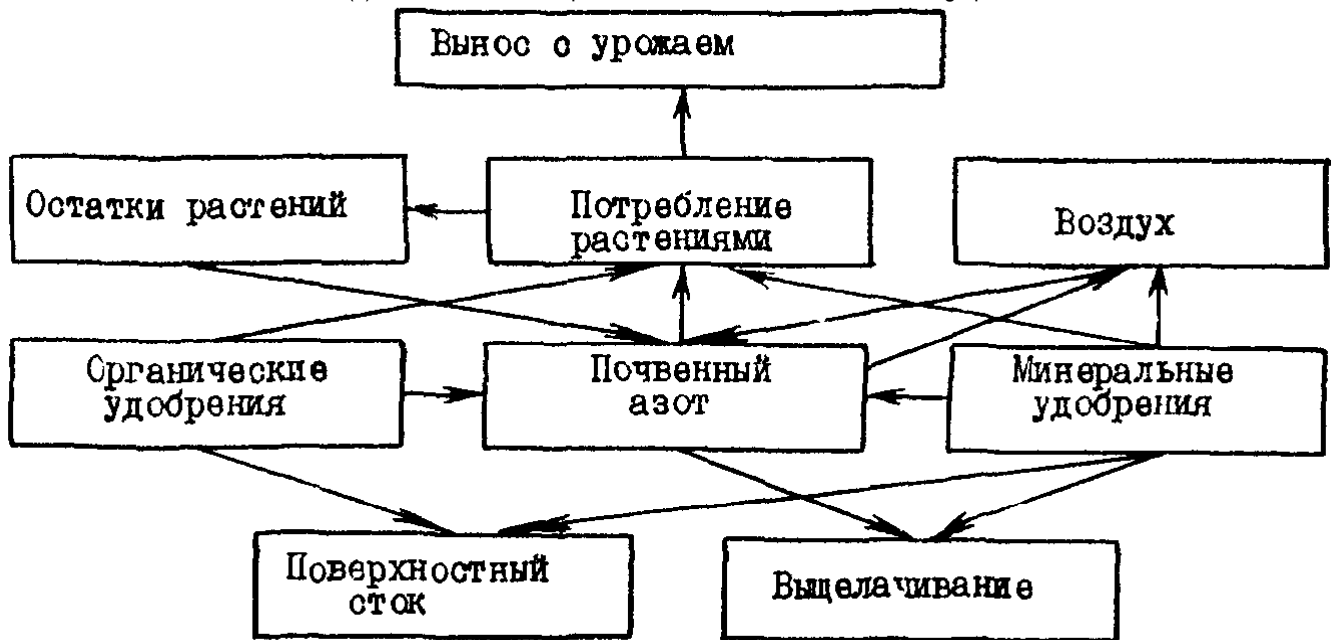


Рис. I. Схема превращений азота в почве

**Денитрификация** – процесс восстановления нитратов до нитритов и далее до молекулярного азота и возврата его в атмосферу. Этот процесс осуществляется микроорганизмами, но иногда он происходит и химическим путем в анаэробных условиях при образовании водорода, при окислении двухвалентного железа в трехвалентное, на что расходуется кислород нитратов. В микробиологическом процессе восстановления нитратов участвует органическое вещество. Органическое вещество или сера окисляются, забирая кислород нитратов и восстанавливая азот до свободного газа. Этот процесс аналогичен дыханию, и его называют также анаэробным нитратным дыханием. Микроорганизмы-денитрификаторы в анаэробных условиях осуществляют именно этот процесс, а в аэробных – они окисляют органическое вещество в акте кислородного дыхания.

Наиболее активные денитрификаторы – псевдомонады, серные бактерии, а также грибы. В увлажненной почве в отдельных ее комках, агрегатах, порах одновременно могут существовать аэробные и анаэробные условия. Микроорганизмы-денитрификаторы здесь всегда прекрасно себя чувствуют и легко могут переходить на кислородное дыхание в аэробной среде и на нитратное дыхание в анаэробных условиях. Денитрификация – один из важных природных процессов, имеющих экологическое значение, он восстанавливает баланс азота в атмосфере, предохраняет почвы, подземные воды и водоемы от чрезмерного накопления в них нитратов. Вместе с тем это одна из при-

чин неполного использования удобрений, и поэтому денитрификация не является верным путем предохранения подземных вод от загрязнения. Регулировать этот процесс можно, влияя на водный режим почвы, предохраняя ее от переувлажнения, заботясь о сохранении ее структуры или применяя ингибиторы денитрификации.

Схема превращений азота в почве показана на рис. I, она составлена с учетом представлений, изложенных в работах [1, 6, 83, 91]. Схема отражает обратимые и необратимые превращения азота в почве и взаимоотношения девяти основных статей его баланса. Из этой схемы видна судьба минеральных и органических удобрений в почве. "Вынос с урожаем" и "выщелачивание" представляют собой две крайне противоположные статьи баланса и являются двумя концами пути преобразования минеральных удобрений. Практически в соответствии с этой схемой в агрохимии разработаны рекомендации по расчету доз вносимых удобрений [6].

Чтобы снизить потери на выщелачивание, необходимо довести до максимума процент использования удобрений растением. Для этого важны сроки внесения удобрений, так как активность микроорганизмов в почве совпадает с вегетационным периодом. Если же удобрение вносится в почву в невегетационный период, то оно окажется в условиях легкого вымывания.

По данным А. Кондратаса [52], продолжительность процесса нитрификации увеличивается с 20 до 60 дней при уменьшении температуры с 25 до 5°C. Американские исследователи [64] установили, что при температуре ниже 2°C нитрификация вообще прекращается. Содержание легкогидролизуемых форм азота весной – наибольшее, летом оно падает во время наиболее интенсивного потребления азота растениями и микроорганизмами, но к октябрю снова возрастает [11].

Большое количество минерализованных нитратов выщелачивается после перепашки лугов в невегетационный период. Это дает основание полагать, что процесс минерализации азота при разложении органических соединений происходит не только летом, но и в холодное время года и, возможно, совершается не биологическим, а химическим путем. Минерализация органического азота в период вегетации при участии микроорганизмов обеспечивает растение нитратным и аммонийным питанием и, по-видимому, не приводит к существенному выщелачиванию нитратов и загрязнению водоносного горизонта. Но в невегетационный период разложение органических веществ химическим путем дает большое количество нитратов, которые при избытке увлажнения в это время активно выщелачиваются в грунтовые воды.

Потери нитратов с поверхностным стоком варьируют в широких пределах. Обычно это – первые проценты. Однако на некоторых территориях доля поверхностного стока возрастает. Так, В.Н.Кудеяров и В.Н.Башкин исследовали поверхностный сток на территории четырех притоков р.Оки и подсчитали баланс азота в течение 10 лет. Поверхностный сток составлял здесь 9–58%, т.е. существенную часть баланса [53].

Преобразования азота в почве необходимо представить в виде модели, что позволило бы перейти к проблеме прогноза и регулирования миграции азота. Разработанная Р.Морелем [65] модель включает 4 основных параметра баланса азота: количество внесенного органического азота в виде органических удобрений, количество минерального азота, внесенного с минеральными удобрениями, а также коэффициенты минерализации почвенного азота и иммобилизации минерального азота. Модель позволила учесть взаимоотношение двух параллельно идущих процессов – иммобилизации и минерализации, а также подойти к решению проблемы сохранения массы органического азота почвы при нарушении в ней равновесия.

Предложенная Р.В.Мейклом из США модель динамики азота в почве (рис.2) позволяет регулировать процесс нитрификации путем внесения препаратов – ингибиторов [61], что важно для удержания удобрения в аммонийной форме, чтобы по возможности снизить количество образующихся весьма подвижных, легко вымываемых нитратов. Результаты опытов, подтверждающих модель, отражены на графиках (рис.3). Минимальные температуры почвы получены расчетным путем, максимальные – по результатам наблюдений. Плато на кривых, показывающих процент оставшегося  $NH_4^+ N$  в почве, соответствует холодному времени года, когда нитрификация прекращается. Скорость нитрификации возрастает, если удобрение вносится в летнее время.

Данная модель не учитывает потребление азота растениями и поступление его в почву от минерализации органического вещества. Однако она позволяет правильно решить проблему регулирования содержания аммонийного азота в почве путем внесения нитропирина. Модель показывает, что можно оптимизировать процесс использования удобрений подбором доз удобрения и нитропирина и установлением сроков их внесения.

На основании рассмотренных процессов в почвенном слое можно сделать некоторые выводы по оценке выхода нитратов в подпочвенный слой за счет их выщелачивания. Величина выщелачивания по разным

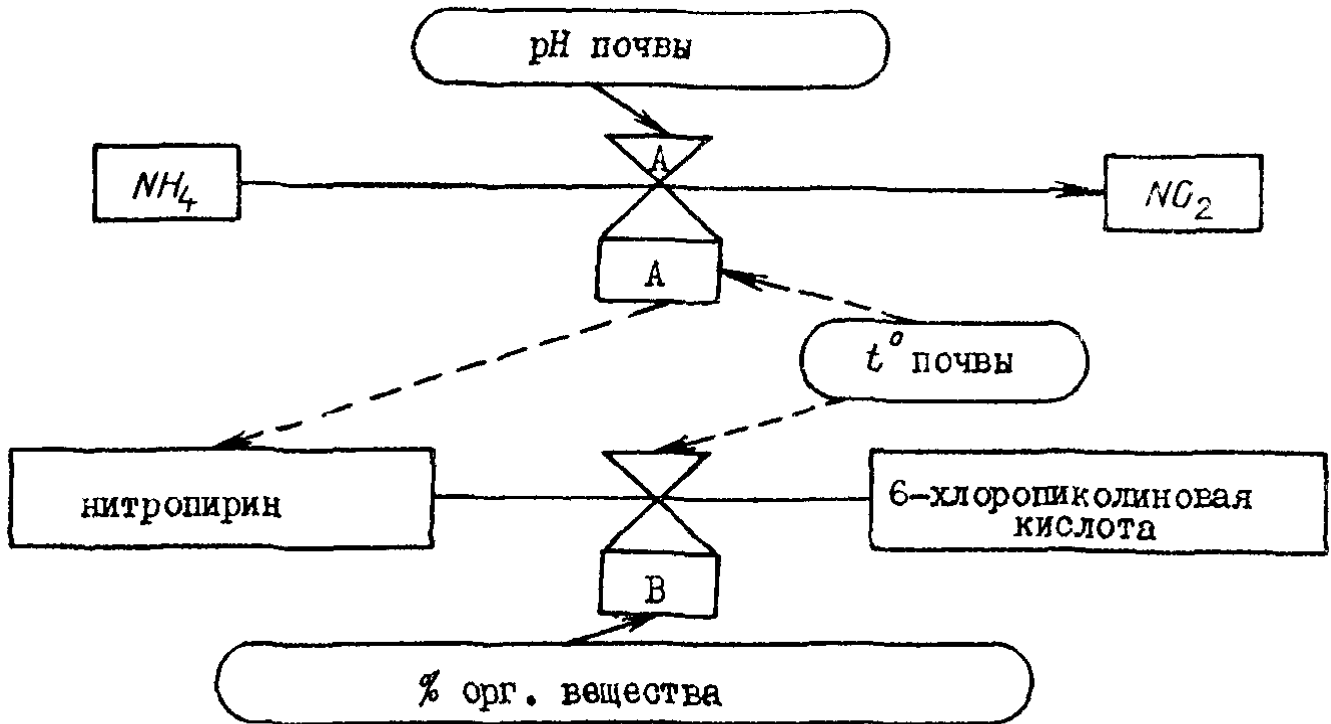


Рис.2. Схема модели потерь аммония в сочетании с нитропирином [61]. А – скорость перехода аммония в нитрит; В – скорость сокращения концентрации нитропирина в почве

данном колеблется в очень широких пределах – от единиц процентов в небольших лизиметрах при однократном внесении удобрений до 40% на площадях с постоянным возделыванием культур и не менее чем двадцатилетним сроком внесения растущих доз удобрений при регулярном оевообороте.

В потери азота на выщелачивание, мигрирующего в нитратной форме, включается азот, который не успел усвоиться растениями после внесения удобрений. Эти потери, вероятно, невелики, так как приурочены к летнему времени, когда основная масса неиспользованного растениями удобрения переводится микроорганизмами в нерастворимые органические формы. Потери формируются также из минерализованного летом азота органических форм, который также не успел усвоиться растениями; эта часть потерь невелика. Таким образом, деятельность микроорганизмов и корневой системы растений в период вегетации направлена на удержание азота в почве, т.е. активный почвенный слой превращается в барьер для проникновения нитратов в подпочвенный слой. Летом почвенный барьер ослабляется на почвах легкого механического состава при усиленном промывном режиме.

Весомый вклад в потери азота вносит минерализация органических форм вне времени вегетации, когда активный почвенный слой

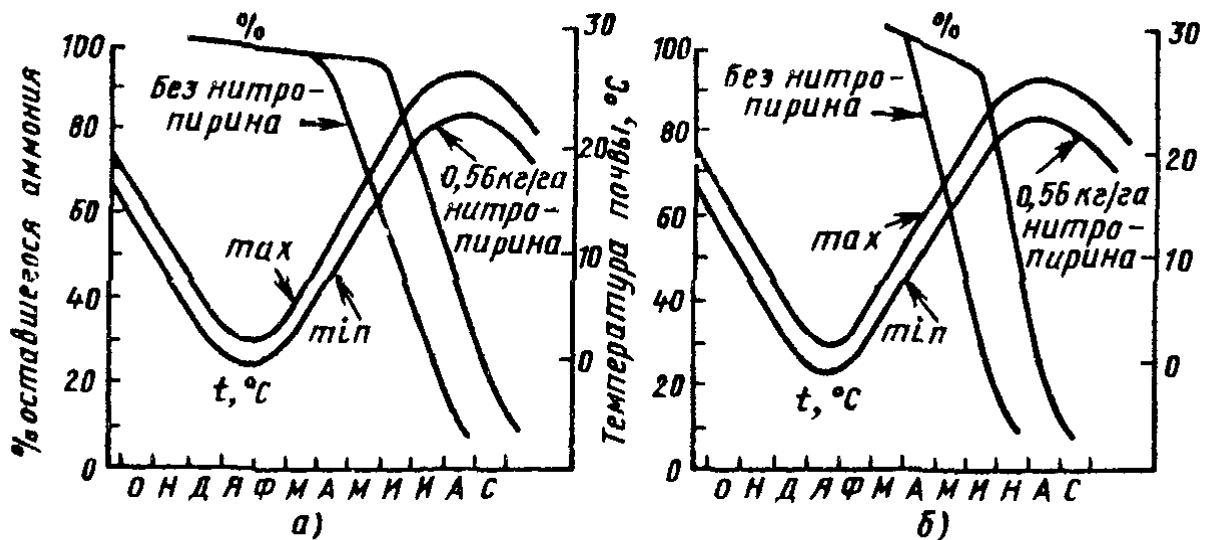


Рис.3. Нитрификация аммония, регулируемая нитропирином, в почвах на иловатых суглинках, штат Иллинойс [61]

а) доза  $\text{NH}_4\text{-N}$  244 кг/га; pH = 5,2, гумус - 3%; б) доза  $\text{NH}_4\text{-N}$  135 кг/га, pH = 5,7, гумус - 5,5%

перестает работать как барьер для проникновения нитратного загрязнения.

### Движение нитратов в ненасыщенной зоне

После всевозможных превращений в почвенном активном слое нитраты мигрируют через зону аэрации в подземные воды. Под почвенным слоем активность микроорганизмов резко затухает, хотя совсем не прекращается. Процесс миграции в зоне аэрации к уровню грунтовых вод в большей степени определяется физическими факторами по сравнению с биологическим характером модификаций азота в почвенном слое.

Нитрат-ион – весьма подвижный компонент в подземных водах, не дающий комплексных и нерастворимых соединений, не сорбирующийся на дисперсных минералах. В работе [78] указывается, что в профиле с преобладанием глинистых пород нитрат-ион задерживается, т.е. происходит процесс аналогичный процессу сорбции [78], но этот процесс, вероятно, не обходится без участия микроорганизмов.

В зоне аэрации концентрации  $\text{NO}_3\text{-N}$  в поровых водах оказываются достаточно высокими и составляют 30–50 мг/л под удобряемыми угодьями [38, 67, 76]. Характерной чертой профиля распределения нитратов является "пistonный" вид [67], формирующийся при импульсном проникновении нитратов с инфильтрационными водами в течение огра-



ниченного времени в году. Отдельные годовые порции проникающих под почву нитратов (пики на графике распределения концентраций) постепенно продвигаются вниз к уровню грунтовых вод. Для расчетов по модели [76] достаточно определить ежегодный приток нитратов по степени использования азота почвой, а годовой инфильтрационный сток – из гидрометрического баланса с учетом использования влаги корневой системой возделываемых культур.

Наблюдаемые пики проникновения нитратов в зоне азрации различны в зависимости от доз вносимых удобрений и вида культур, а продвижение зависит от скорости инфильтрации, следовательно, от метеорологических, гидрогеологических условий и состава пород.

В реальных условиях ритмичность поступления нитратов, подобная принятой в работе [76], не всегда может быть выявлена, пики оказываются в значительной степени сглаженными, размытыми, что отражает влияние различных факторов – неоднородности пород, восстановительных процессов, колебаний уровня грунтовых вод, смены направлений движения почвенной влаги в течение года. В результате этого уже не пики, а отдельные флуктуации трудно или невозможно датировать.

Для определения скорости перемещения загрязнения в ненасыщенной зоне английскими исследователями используется профиль распределения трития в породах зоны азрации. По результатам наблюдений за изотопным составом атмосферных осадков установлено, что аномально высокое содержание трития было в выпавших на Великобританию дождях 1963–1965 гг. Распределение трития в профиле зоны азрации определено на основании результатов анализов образцов, отобранных в верхнемеловых породах зоны азрации в районе Суррея в феврале 1975 г., июле и январе 1977 г. Было прослежено перемещение пика трития, вначале регистрируемого на глубине 10 м и продвинувшегося примерно на 2 м за время наблюдений. Эти результаты легли в основу определения истинной скорости движения инфильтрационных вод, а также выявления механизма этого движения, имеющего характер миграции по трещинам.

Для описания процесса массопереноса были использованы дисперсионные уравнения и составлена модель (Д.Б.Оукс), которая хорошо воспроизводила распределение концентрации нитратов и трития [67], что показано на рис.4.

Спады концентраций нитратов в профиле обычно соответствуют времени посева трав в севообороте, т.е. спады наступают через

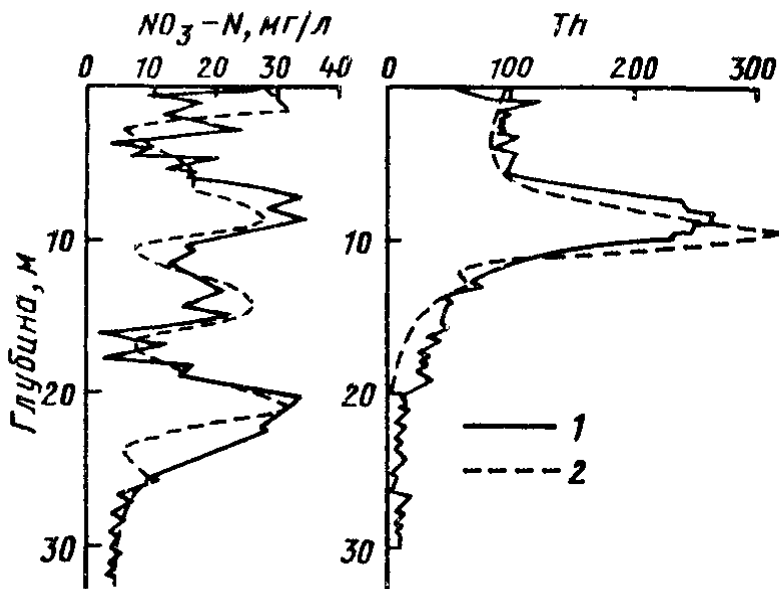


Рис.4. Распределение концентрации нитратов и трития в поровых водах верхнемеловых пород ненаошенной зоны, Хэмпшир [67]

1 – результаты, полученные путем измерений; 2 – расчетные данные

поступающих в подземные воды с опозданием примерно на 10 лет. В Великобритании, где зона азрации достигает 30–35 м, сроки запаздывания загрязнения, поступающего в грунтовые воды, оцениваются в 20–30 лет, что служит лишь временной защитой.

Предложенная Д.Б.Оуксом модель могла быть реализована только при наличии хорошо датированного пика трития в профиле зоны азрации и при условии применимости уравнений гидродисперсии к описанию процесса массопереноса. Однако реальная дисперсия трития далеко не всегда соответствует таким модельным представлениям. Так, для ненаасыщенной зоны верхнемеловых пород в районе Кембриджа (исследования 1979–1980 гг.) тоже характерно наличие пика трития на глубине 6–8 м, однако гораздо меньшей амплитуды (в 5–6 раз), чем в Хемпшире, Суррее и Ноттингемшире, после дождей, выпавших в 1964 г. Это обстоятельство сделало невозможным применение здесь разработанной ранее модели для прогнозных расчетов продвижения нитратов. Наблюдаемую форму почвенных профилей нитратов на этой территории трудно объяснить какой-либо простой моделью механизма переноса. Продолжая исследования этого феномена, С.С.Д.Фостер и А.Х.Бэс [38] высказали предположение, что в данном случае дисперсия фронта трития определяется не только гидродинамическим раз-

6–7 лет. Для разрезов пронизываемых триасовых песчаников в Ноттингемшире были получены более сглаженные профили нитратов.

Модель выявила хорошую сходимость между концентрацией нитратов в поровой воде и массей вносимого удобрения в пересчете на нитрат. Это еще раз подтверждает прямую связь загрязнения с внесением удобрений. А.Меркадо [62] также была установлена прямо пропорциональная зависимость между дозами вносимых удобрений и концентрацией нитратов, по-

мывом, но и перехватом трития в процессе эвапотранспирации. Перехват осуществляется корневой системой с глубины 2–3 м, ниже которой происходит накопление трития и медленное диффузионное его рассеивание, поэтому авторы назвали свою гипотезу "задержкой пика" и "удлинением хвоста" профиля трития.

Проницаемость верхнемеловых пород очень мала и скорость фильтрации инфильтрационного нисходящего потока составляет 1 м/год, т.е. 0,003 м/сут, но основные пути фильтрации проходят по межгранулярным порам, объем этих пор очень незначителен, поэтому истинная скорость миграции оказывается высокой.

Многие режимные наблюдения за дренажным стоком и наблюдения в лизиметрах показывают, что летом в период вегетации дренажный сток невелик, основная часть инфильтрационных вод расходуется на эвапотранспирацию. Осенью, когда существует избыток влаги, земля насыщается влагой, разбухает, сток увеличивается. Зимой в период промерзания почвы дренажный сток сведен к нулю. Весной наблюдается обычно обильный дренажный сток, превосходящий осенний. Оттаявший снег очень быстро проходит сквозь почву, происходит как бы провальная фильтрация, объясняемая сохранением открытыми морозных трещин. Очевидно, что на их основе формируется столбчатая отдельность в толще глинистых пород, помогающая лучшей аэрированности толщи и позволяющая удерживать больше влаги внутри структурных отдельных. Характерно также, что весной после ухода растаявшего снега почва начинает подыхать, и ее поверхность разбивается сеткой трещин, дающей примерный план вертикальной столбчатой отдельности, т.е. морозные трещины и трещины усыхания совместно формируют столбчатую структуру почвы.

В книге "Почвы СССР" [12] приведены снимки профилей арктических почв, где соединенные в сетку морозные трещины заполнены льдом, а также других типов почв, на моренных и других суглинках, структура которых сформирована в столбики и призмы.

В почвах и породах средней полосы (морены, покровные суглинки и др.) при испытании длительными наливками наблюдается постепенное снижение коэффициента фильтрации  $K_f$  на 2–3 порядка, происходит заиливание пор, весьма характерное также для донных отложений русел каналов. С таким явлением часто приходится сталкиваться при ирригации – уменьшение проницаемости пород происходит в результате вымывания солей и разрушения структуры почвы. При проектировании ирригационных систем важно правильно

выбрать расчетное значение  $K_{\phi}$ , поскольку эта величина находится в сильной зависимости от техники и методики полива. При длительном переувлажнении  $K_{\phi}$  весьма низок, не может увеличиться на несколько порядков после появления открытых трещин, образовавшихся в результате промерзания или усыхания.

Некоторые типы почв сохраняют структуру даже после длительного промачивания. Постоянное значение  $K_{\phi}$  сохраняется в течение продолжительной фильтрации на почвах, распространенных на аллювии в Нидерландах. Почвы хорошо дренированы, обладают устойчивой структурой,  $K_{\phi} = 0,5$  м/сут. **Ж.Вонша** в октябре 1964 г. на кафедре физики и мелиорации почв МГУ сделал доклад о результатах исследования фильтрации в этих почвах. Фильтрация через исследуемые им почвы с хорошей структурой в основном происходит по сквозным вертикальным трещинам, среди которых могут быть и мелкие и крупные поры, как и среди тупиковых пор. Поперечные трещины становятся преградой на пути фильтрации и приводят к разрыву потока.

Для дренированности почвы большое значение имеет сохранность устьев пор и непрерывность их по вертикали. Из-за наличия поперечных пор вода может по ним оливаться в наблюдательную скважину, что резко искажает определяемый коэффициент фильтрации, исследования которого **Ж.Вонша** проводил на монолитах, обмазывая стенки их гипсом. Используемые монолиты имели форму, близкую к кубической, сторона куба около 40–50 см, так как при меньших размерах образца коэффициенты фильтрации имеют очень большой разброс значений.

**Ж.Вонша** считает, что для рационального использования удобрений и снижения потерь необходимо прежде всего заботиться о структуре почвы во время внесения удобрений: т.е. устья пор не должны быть затоптаны или закрыты работающими механизмами, это обеспечивается рассеиванием удобрений на большие расстояния. Чтобы предотвратить омыв удобрений с дренажными водами, в Нидерландах проводят полив до внесения удобрений, затем дают удобрениям как следует впитаться в увлажненную почву. Таким способом удавалось снизить потери удобрений (с 50% до 5%), добившись уменьшения выщелачивания правильно организованными поливами, а также сведением к нулю процесса денитрификации путем сохранения аэрированности почв.

Процесс выщелачивания нитратов и попадания их в грунтовые воды в некоторых странах находится под строгим контролем. Резуль-

таты режимных наблюдений за составом атмосферных осадков и влиянием их на качество подземных вод в Нидерландах представлены в работе [73]. В Швеции по всей стране размещены станции для режимного наблюдения за качеством воды – всего 106 станций. Частота опробования 2–6 раз в год. В пробах определяется большое число компонентов, в том числе нитраты, нитриты, аммоний, тритий. Режимные наблюдения на станциях начаты с 1970 г., таким образом, Швеция уже располагает пятнадцатилетним рядом наблюдений за изменением нитратов в подземных водах [18].

В Швеции проводятся также режимные наблюдения за качеством дренажных вод на полях с систематическим дренажем. Поля имеют размеры 4,5–36 га, пробы дренажных вод анализируются 2–4 раза в месяц [27]. Здесь хорошо прослеживается влияние климата на выщелачивание нитратов с сельскохозяйственных площадей [39]. Меридиональная вытянутость Швеции позволяет разделить ее на три основных района, резко различных по климату – южный, центральный и северный. Экспериментальные площадки были оборудованы на полях по всей стране, и на них исследовалось выщелачивание нитратов в зависимости от типа почвы, величины осадков, поверхностного и подземного стока.

Количество осадков увеличивается с севера на юг. Меньше всего осадков выпадает в январе–феврале и апреле–мае. Поверхностный сток наиболее значителен с полей на юге страны. Установлено, что на всех полях выщелачивание коррелирует по времени и величине со стоком, т.е. чем больше поверхностный сток, тем больше выщелачивание (рис.5).

Однако наблюдается некоторое расхождение во времени максимумов выщелачивания с максимумами стока для разных территорий. Это объясняется временем максимального стока. На севере – наибольший сток в размере 60% приходится на весну, в течение которой подземный сток сквозь замерзшую землю еще затруднен, поэтому и максимум выщелачивания здесь также приходится на весну. На юге значительный зимний поверхностный сток в сочетании с кратковременным периодом промерзания почвы провоцирует сильное выщелачивание в течение всей зимы. Размеры используемых площадей, интенсивность ведения сельского хозяйства также увеличиваются с севера на юг, поэтому большее количество остатков растений теряется на полях и подвергается минерализации, количество выщелачиваемого азота также увеличивается к югу. Эти факторы в совокупности объ-



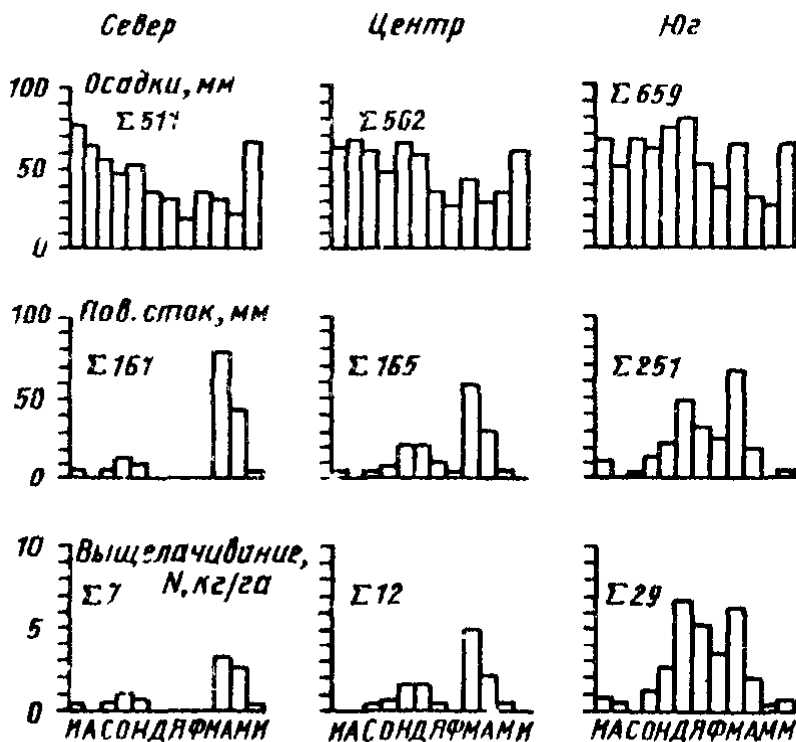


Рис.5. Осадки, поверхностный сток и выщелачивание нитратов на экспериментальных площадках с систематическим дренажем в трех регионах Швеции [39]

почву во многом зависит от вида возделываемых культур. По результатам 57 лизиметров в Англии, США и Европе установлено, что величина импульса поступления нитратов растет в следующей последовательности: трава – зерно – пар [89]. В Швеции влияние различных культур на выщелачивание нитратов в подземные воды прослежено по наблюдениям с 1973 г. в условиях севооборота: озимая пшеница – яровая репа – озимая пшеница – ячмень – овес – пар – пар. Осенью 1980 г. произведена вспашка. Концентрация нитратов в грунтовых водах на глубине 1,7 м увеличивалась в период посевов озимой пшеницы, ячменя, а также после вспашки, поднявшись до 20 мг/л [39].

Вопрос влияния культур на выщелачивание нитратов рассмотрен также в работе [82], выявлено, что наибольшее выщелачивание происходит с картофельных полей.

Таким образом, движение нитратов от почвенного слоя через зону аэрации к уровню грунтовых вод характеризуется импульсным поступлением нитратов в подпочвенный слой в период максимального инфильтрационного питания грунтовых вод, приходящийся на холодную часть года, т.е. дождливое осеннее время, а также время протаивания замерзшей почвы. Усиленному выщелачиванию нитратов спо-

ясняют, почему выщелачивание нитратов увеличивается с севера на юг, а также увеличивается период поступления нитратов в дренажные воды в течение зимних месяцев.

Наблюдения за водным режимом на разных удобряемых площадях показали, что в невегетационный период в подземные воды поступает 80% от всего количества выщелачиваемых нитратов [64]. В Индии максимум выщелачивания нитратов приходится на сезон дождей [70].

Величина импульса поступления нитратов под

соответствует также то, что в период отсутствия вегетации азот не потребляется растениями и практически не перерабатывается микроорганизмами.

В настоящее время разработана методика исследования миграции нитратов в зоне аэрации большой и малой мощности. При большой мощности зоны аэрации исследуется перемещение пиков или флуктуаций профиля нитратов, причем моделирование миграции нитратов производится с применением теории влагопереноса в зоне аэрации и дисперсии загрязнения. При малой мощности зоны аэрации определяется содержание нитратов в дренажных водах, ответная реакция которых на импульсы загрязнения происходит быстро из-за высокой проницаемости верхней толщи.

### Движение нитратов в насыщенной зоне

Прогноз качественного состава подземных вод, испытывающего влияние источников загрязнения, а также методы экспериментального изучения параметров массопереноса базируются на закономерностях теории миграции подземных вод. Миграция определяется показателями конвективного переноса – скоростью фильтрации и активной пористостью при фильтрации, параметрами рассеяния – коэффициентом молекулярной диффузии, гидродисперсией и активной пористостью для реализации процессов, показателями поглощения или выделения вещества – сорбции, ионного обмена, осаждения, разложения и т.п. Теория миграции излагается в работах [4,8,13,14], причем в работах [4,8] приводится опыт применения теории к решению прогнозных задач оценки распространения загрязнения в потоке подземных вод от промышленных объектов.

При нитратном загрязнении в результате использования сельскохозяйственных удобрений источник загрязнения – площадной и может находиться непосредственно в зоне действия водозабора.

Продвижение нитратов в зоне аэрации приостанавливается или иногда рассеивается процессами денитрификации, происходящими вследствие окисления двухвалентного железа, это было обнаружено в Дании [20], Претории [43], Великобритании [89], Швеции [39]. Водоносный горизонт, в который попадают нитраты, представлен обычно грунтовыми водами с переменным уровнем, что также влияет на миграцию нитратов.

В результате синусоидального характера распределения концентраций нитратов в поровых водах пород зоны аэрации загрязнение грунтовых вод происходит импульсами, а колебания УГВ могут в значительной степени сместить ожидаемые сроки подхода загрязнения к водоносному горизонту.

Влияние колебаний УГВ на сроки поступления загрязнения в грунтовые воды было прослежено в центральной части Швеции, которая представляет собой пологую впадину, заполненную водоносными морскими песками и гравием, залегающими на ложе коренных пород. Погруженные в центре водоносные породы перекрыты слабопроницаемыми глинистыми породами. Глубина залегания уровня грунтовых вод в бортах впадин достигает трех метров, в течение года изменяется от 3 до 0,5 м, а в центре впадины более постоянна (до 1 м).

Наблюдения за выщелачиванием нитратов по результатам анализов дренажных вод показали следующее. После длительного маловлажного периода (1975–1977 гг.) произошло опускание уровня грунтовых вод в бортах впадины до глубины 5 м. 1978 год был дождливым, и уровень грунтовых вод поднялся до глубины 0,8 м, в результате чего в дренажных водах содержание нитратов резко поднялось и достигло 45 мг/л, однако в 1979 г. оно составило 5 мг/л, понизившись до 1 мг/л в течение последующих двух лет. Значит, в сухой период 1975–1977 гг. происходило накопление нитратов в зоне аэрации, оксигенировавшееся выщелачиванием их в результате подъема уровня грунтовых вод [39].

Связь колебания уровня грунтовых вод с концентрацией нитратов отмечена в водах верхнемелового горизонта, залегающего в Восточном Йоркшире на глубине 30 м [59]; чем выше поднимался уровень грунтовых вод, тем выше оказалась концентрация нитратов. Однако это происходит на фоне неуклонного роста средней величины концентрации нитратов в грунтовых водах, которая за период 1972–1981 гг. поднялась от 4 до 7 мг/л, а к 1990 г. составит 11,3 мг/л  $\text{NO}_3^-/\text{N}$ . Применяя дисперсионную модель для расчета скорости продвижения пика нитратов к уровню грунтовых вод на основе определения скорости продвижения пика трития, авторы [59] выявили, что во время случайных колебаний уровня грунтовых вод концентрация нитратов достигнет величины 11,3 мг/л гораздо скорее, чем это прогнозируется. В малопроницаемых отложениях верхнемелового возраста истинная скорость продвижения загрязнения выше, в период колебаний уровня грунтовых вод здесь ожидаются концентрации нитратов 12–20 мг/л.

Процесс поступления нитратного загрязнения от сельскохозяйственных удобрений в подземные воды может быть выражен обобщающей моделью миграции нитратов, включающей модель почвенного барьера, модель миграции нитратов в зоне аэрации и модель переноса их в грунтовом потоке, уровень которого колеблется. Это очень трудная задача. Для создания такой модели разработан ряд разнородных моделей, основанных на различных подходах [23].

Основной целью всех применяемых моделей является прогноз нитратного загрязнения. Полученные по различным прогнозным моделям результаты показывают рост нитратного загрязнения за период до 1990–2010 гг.

Разрабатываемые модели основаны на использовании строгих аналитических закономерностей, а также концептуальных представлений, постоянно развивающихся. Модели, отражающие механизм миграции и взаимодействий в рассматриваемой системе, являются надежным обоснованием для разработки необходимых рекомендаций по управлению процессом, то есть рекомендаций по защите подземных вод от загрязнения.

Большое значение имеют также статистические модели, переходящие в стохастические при использовании в качестве переменного параметра – времени. Эти модели применяются в том случае, когда физика процесса неизвестна, но имеются результаты массового опробования в течение достаточного времени. На основании результатов, получаемых с помощью таких моделей, также можно прогнозировать нитратное загрязнение, как, например, это было сделано для Лонг-Айленда [36]. Такие модели необходимы также для обоснования постановки более детальных исследований в наиболее опасных с точки зрения загрязнения местах, для выработки соответствующих рекомендаций по предупреждению угрозы загрязнения.

В нашей стране накоплен большой опыт по применению дисперсионной модели для прогноза распространения загрязнения от промышленных объектов, которые можно рассматривать как точечные источники загрязнения. Однако для прогнозирования нитратного загрязнения площадного характера этот опыт ограничен. Отсутствие публикаций результатов долгосрочных наблюдений в региональном плане не позволяет в должной мере оценить размеры угрожающей опасности подземным водам, а следовательно, разработать меры для защиты подземных вод и организации сети режимных наблюдений.

Экспериментальное исследование миграции нитратов начато на лизиметрах почвенного стационара МГУ, в которых в течение ряда предшествующих лет велись наблюдения за дренажным стоком. Глубина лизиметров 1,5 м, но они моделируют зону аэрации бесконечной мощности, поскольку влияние уровня грунтовых вод здесь отсутствует. Предполагается определить потери на выщелачивание в зависимости от доз и сроков внесения удобрений, вида культур в севообороте, найти распределение выщелачивания в течение года и разработать методику определения параметров миграции нитрат-иона с учетом взаимодействия компонентов в системе "поровый раствор – почва". Накопленный экспериментальный материал еще недостаточен для выявления систематических закономерностей при миграции нитратов.

Параллельно с лизиметрическими исследованиями были проведены лабораторные эксперименты для выявления влияния отдельных факторов на миграцию нитратов в фильтрационном потоке. Так, изучалось влияние температуры на биологическую активность в фильтрующем слое. Кроме того, на маленьких образцах отработывалась методика определения параметров миграции.

В качестве объектов исследования были взяты образцы нарушенного сложения дерново-подзолистой почвы со стоковой площадки МГУ. Диаметр образцов – 6 см, толщина 2,0–2,3 см. Фильтрация через образцы осуществлялась в их насыщенном и ненасыщенном состоянии, что соответствовало аэробным и анаэробным условиям. Для создания аэробных условий на открытую поверхность образца капал раствор из капельницы, а для анаэробных условий над образцом поддерживалось гидростатическое давление 30–40 см. В среднем скорость фильтрации равнялась 0,1 см/сут, диапазон исследованных температур составлял от +5 до +50 °C.

Для фильтрации использовались растворы нитратов калия, кальция и натрия. Нитрат-ион определяли ион-селективным электродом, валовое содержание азота в образце до и после фильтрации – по Кьельдалю. Концентрация нитратов определялась в каждой отдельно взятой порции фильтрата, накапливающегося за 1–3 дня. Суммарный объем фильтрата, фигурирующий в качестве переменной величины, был получен суммированием объемов отдельных порций.

Фильтрация нитрата натрия 0,05 н концентрации происходила через образцы почв в аэробных и анаэробных условиях при температурах 8, 14, 17 и 20°C. Концентрация на выходе стала равна исходной через 5–6 дней фильтрации и сохранялась таковой практически без изменений на протяжении всего эксперимента в течение месяца. Следовательно, нитрат-ион, сопровождаемый натрий-ионом, ни в аэробных, ни в анаэробных условиях при всех исследованных температурах не перерабатывается микроорганизмами, для которых натрий в повышенных концентрациях токсичен. В результате подавления деятельности микроорганизмов натрий-ионом нитрат-ион свободно попадал в фильтрат, имитируя таким образом загрязнение подземных вод в случае отсутствия веществ, токсичных для микроорганизмов. Фильтрат был чистый, прозрачный, практически лишенный клеток микроорганизмов.

Фильтрация нитрата кальция концентрации 0,01 н резко отличалась от фильтрации нитрата натрия. Пробы фильтрата помутнели и приобрели темно-желтую окраску, наиболее интенсивную при средних температурах 14–17°C.

В аэробных условиях нитрат натрия постепенно вытеснялся из пор нитратом кальция, концентрация которого затем медленно снижалась от 0,01 н до 0,008 н в течение трех недель. В фильтрат попадали те же микробные клетки, которые случайно смывались медленным фильтрационным потоком, в том числе неспорозные очень подвижные палочки рода *Pseudomonas*, кокки *Arthrobacter*, гифы грибов, цисты амёб, серные микроорганизмы. Чем ниже была температура, тем беднее микроорганизмами фильтрат.

Под влиянием микроорганизмов, находящихся в образце, очевидно, ничего радикального с нитрат-ионом в условиях эксперимента не происходило. В связи с этим И.П.Бабьевой было высказано предположение, что нитрат-перерабатывающие организмы не проявляют себя из-за отсутствия углеродного питания – корней растений, за счет которых они питаются в природных условиях. При экспериментах, несмотря на наличие микроорганизмов, способных к переработке нитратов, потребность в нитрат-ионе не возникает, и в условиях недостатка углеродного питания нитрат-ион свободно может проскочить в фильтрат, т.е. в грунтовые воды. По рекомендации И.П.Бабьевой, в раствор фильтрующегося нитрата кальция был добавлен сахар в ко-

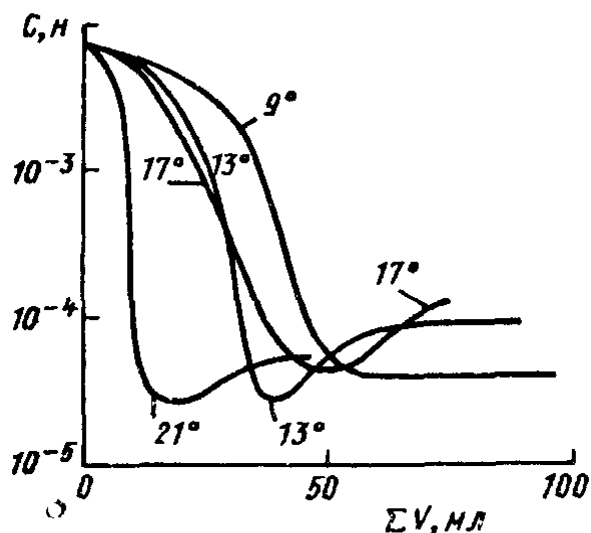


Рис.6. Выходные кривые при фильтрации нитрата кальция в аэробных условиях с дополнительным углеродным питанием при разных температурах

$\Sigma V$  – суммарный объем фильтрата;  $C, н$  – концентрация нитратов в нормалях

личестве 28 г/л, который должен был компенсировать недостаток углеродного питания, получаемого микроорганизмами от растений.

Результат от внесения сахара в фильтрующийся раствор оказался немедленно – нитрат-ион стал исчезать из фильтрата и тем скорее, чем выше температура (рис.6). Таким образом, при добавке углеродного питания микроорганизмы немедленно активизировались и стали перерабатывать нитрат-ион, не пропуская его в фильтрат, а следовательно, в грунтовые воды.

При температуре 9°C практически полное изъятие нитратов из фильтрата наступило после фильтрации 50 мл фильтрата, а при 21°C – после 21 мл суммарного объема фильтрата, т.е. в

2,5 раза скорее. Средняя скорость накопления фильтрата в образцах составляла 2–3 мл в день, таким образом за одну-три недели микроорганизмы полностью развиваются и способны переработать все количество нитрат-иона, фильтрующегося с раствором 0,01 н  $Ca(NO_3)_2$  со скоростью в среднем 0,1 см/сут.

В области температур 13–21°C после длительной фильтрации не все нитраты забираются микроорганизмами из фильтрующегося раствора (новый подъем кривых на графике), в небольших количествах они проскакивают в фильтрат, причем, тем скорее и больше, чем выше температура. Предположительно, это связано с конкурентной борьбой микроорганизмов как за углеродное питание, так и между собой. Линии графиков, таким образом, отражают суммарный эффект активности микроорганизмов. Сначала бурно развивались нитрат-перерабатывающие формы, что привело к полной очистке фильтрата от нитрат-иона, затем – их конкуренты, поедающие либо питание нитрат-перерабатывающих форм, либо их самих. Дрожжи – хорошее питание для простейших, сильно активизировались, особенно при температуре 17°C. Во время такой конкурентной борьбы нитрат-ион в некоторых количествах проскакивает в фильтрат.

При этом, а также других опытах, когда наблюдалось исчезновение нитрат-иона из фильтрата, был проведен анализ валового содержания азота в почве до и после фильтрации. Результаты показали, что нигде не произошло увеличения содержания общего азота и, наоборот, его стало даже немного меньше, чем было до опыта в исходной дерново-подзолистой почве. Следовательно, нитрат-переработка, наблюдаемая в эксперименте, состояла в денитрификации, микроорганизмы использовали нитраты для нитратного дыхания, забирая из них кислород. Несмотря на то, что в целом условия фильтрации аэробные, влажность образцов была высокой, водонасыщение было близким к полному, поэтому локально в комочках и агрегатах создавались анаэробные условия, благоприятные для денитрификации. Наблюдаемые в фильтрате микроорганизмы способны жить как в аэробных, так и в анаэробных условиях и в зависимости от обстоятельств менять свою функцию по отношению к нитратам. Процесс денитрификации, тесно связанный с активностью микроорганизмов, очевидно, зависит от температуры в той же мере, как и другой нитрат-перерабатывающий процесс – иммобилизация, т.е. в данном случае, вероятно, можно говорить о работе почвенного барьера в зависимости от температуры. Таким образом, в аэробных условиях при высокой влажности задержка нитратов почвой ускоряется по мере роста температуры в интервале  $9-21^{\circ}$ , однако в теплых условиях задерживающие функции почвенного барьера частично ослабляются при недостатке углеродного питания, а также вследствие конкурентной борьбы микроорганизмов.

В анаэробных условиях опыта в образцах, над которыми поддерживался гидростатический напор фильтрующегося раствора, фильтрация была во многом отличной от фильтрации в аэробных условиях. Исчезновение нитратов из фильтрата началось сразу после смены фильтрующегося раствора нитрата-натрия на нитрат-кальция без добавки дополнительного углеродного питания. Роль углеродного питания взяли на себя те микроорганизмы, которые развились предварительно в анаэробных условиях, в том числе водоросли. При таком углеродном питании нитрификаторы активизировали свою деятельность тем энергичнее и скорее, чем выше была температура (рис.7).

Как показывают выходные кривые концентрации нитратов, активное поглощение нитратов микроорганизмами усложнялось наложением процессов, связанных с конкурентной борьбой микроорганизмов за



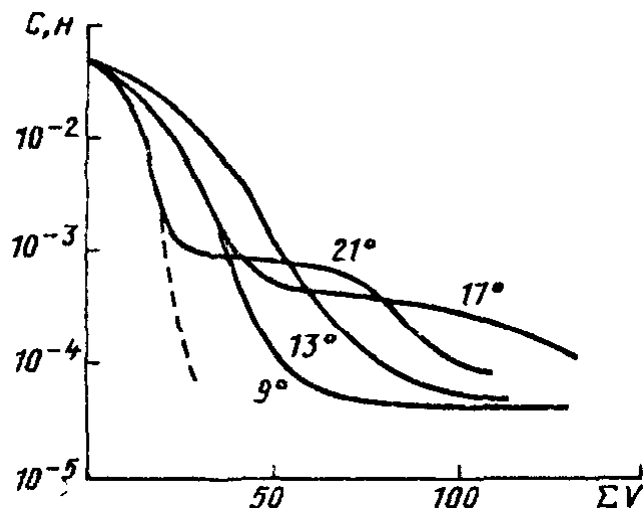


Рис.7. Выходные кривые при фильтрации нитрата кальция в анаэробных условиях при разных температурах  $\Sigma V$  - суммарный объем фильтрации

питание, в результате чего кривые пересекаются в разные периоды фильтрации.

Особенно явно зависимость активности конкурентной борьбы от температуры может быть прослежена по "хвостам" выходных кривых: конкурентная борьба возрастает с увеличением температуры; она проявляется раньше с увеличением температуры; она затухает скорее, оканчиваясь возобладанием денитрификации с увеличением температуры.

При 9°C, самой низкой в данном опыте температуре, конкурентной борьбы, судя по выходной кривой, не происходило, вследствие денитри-

фикации через месяц фильтрат полностью очистился от нитратов.

В условиях тепла (21°C) полная очистка фильтрата могла бы наступить, судя по направлению выходной кривой на начальном участке, в два с половиной раза скорее, однако конкурентная борьба микроорганизмов задержала окончательную очистку фильтрата.

Фильтрация нитрата калия происходила под напором столба раствора со средней скоростью 0,1 см/сут при температуре 5°, 20° и 50°C, концентрация составляла 0,05 н. Раствор был подан немедленно после формирования образца, таким образом не было времени, чтобы перед фильтрацией раствора успели заранее развиться нитрат-перерабатывающие микроорганизмы.

При температуре 20°C в течение первых десяти дней (прошло 20 мл раствора) выходная кривая имела нормальный S-образный вид, свидетельствующий с тем, что происходит вытеснение порового раствора из образца, замешанного на дистиллированной воде, без взаимодействия фаз и без изъятия нитрат-иона из фильтрующегося раствора (рис.8). В течение последующих десяти дней концентрация на выходе снизилась до следов. Под микроскопом в фильтрате обнаружены многочисленные клетки бактерий, возможно, микроорганизмов - денитрификаторов, диссимилирующих азот, и способных к полному его изъятию за счет анаэробного дыхания при сложившихся исключительно благоприятных условиях: щелочная среда и низкие значения Eh в фильтрате.

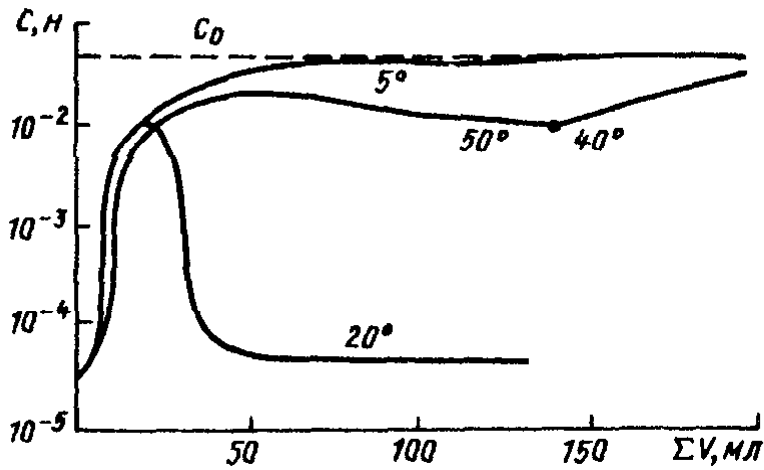


Рис.8. Выходные кривые при фильтрации нитрата калия при разных температурах.  $\Sigma V$  — суммарный объем фильтрата

В опытах с фильтрацией азотно-кислого калия не наблюдалось заметного проявления конкурентной борьбы денитрифицирующих микроорганизмов за питание, и "хвост" выходной кривой выглядел стабильно в течение 20 суток. За это время была предпринята попытка смыть денитрификаторы увеличением скорости потока в два раза, но концентрация выше следов на выходной кривой не поднялась.

Таким образом, в пределах возможных скоростей фильтрации в слабопроницаемых почвах скорость потока не влияет на жизнедеятельность денитрификаторов.

При 50°C выходная кривая имела S-образный вид вначале, однако в дальнейшем концентрация нитратов стала снижаться, т.е. частично они стали задерживаться образцом. Можно предположить две вероятные причины этого. Первая — развитие термофильных микроорганизмов, разлагающих нитраты до азота, и вторая — химическая денитрификация при повышенной температуре. После снижения температуры с 50 до 40°C концентрация поднялась до исходного уровня.

Выходная кривая, описывающая фильтрацию нитрата калия при 5°C, имеет S-образную форму, характерную для гомогенного процесса, т.е. фильтрации в отсутствие межфазовых взаимодействий и разложения компонентов раствора. В пробах фильтрата через 40 суток под микроскопом микроорганизмы практически не обнаружены. Таким образом, температура 5°C достаточна для подавления жизнедеятельности денитрифицирующих микроорганизмов. Почти полное совпадение всех кривых на начальных участках графика (рис.8) говорит о том, что миграция нитрат-иона не зависела бы от температуры, если бы не процессы биологической денитрификации при температурах ~20°C и химической денитрификации (или работа термофилов) при более высоких температурах.

На основании лабораторных экспериментов по миграции нитрат-иона в зависимости от температуры может быть сделано несколько выводов.

1. Основным задерживающим миграцию нитрат-иона фактором является жизнедеятельность микроорганизмов и растений в почвенном слое, активное развитие которых создает почвенный барьер.

2. Развитие нитратперерабатывающих микроорганизмов происходит как в аэробных, так и в анаэробных условиях при достаточном углеродном питании.

3. При пониженных положительных температурах  $\leq 5^{\circ}\text{C}$  деятельность нитратперерабатывающих микроорганизмов подавлена, нитратное загрязнение свободно поступает из почвенного слоя вниз, в подземные воды, но уже при  $9^{\circ}\text{C}$  в результате деятельности микроорганизмов нитрат-ион может быть полностью изъят из фильтрующихся вод, хотя медленнее, чем при  $20-21^{\circ}\text{C}$  примерно в два с половиной раза. При  $20^{\circ}\text{C}$  через 10 суток после поступления раствора нитрата в почву микроорганизмы начинают осуществлять денитрификацию, а через 20 суток их активность достигает максимума.

4. При температуре выше  $13^{\circ}\text{C}$  задержка миграции нитрат-иона может быть ослаблена периодами конкурентной борьбы микроорганизмов за питание, во время которой возможен проокс нитрат-иона в небольших количествах в подземные воды.

5. При температуре выше  $40^{\circ}\text{C}$  деятельность микроорганизмов подавлена настолько, что нитраты проникают свободно в фильтрат, небольшое количество их теряется при этом либо в процессе химической денитрификации, либо в результате развития термофилов.

6. Наличие токсичных для микроорганизмов компонентов в инфильтрационных водах подавляет денитрификацию и позволяет нитратам проникать в подземные воды. В описанных экспериментах токсичным оказался натрий-ион в концентрации 0,05 н.

7. Денитрифицирующая деятельность микроорганизмов не ослабевает в течение всего периода наблюдений (40-60 сут), если в это время поддерживается температура выше  $9^{\circ}\text{C}$  и обеспечивается углеродное питание.

8. Полученные выходные кривые концентрации нитрат-иона позволяют обосновать постановку специальных экспериментов как в статических, так и динамических условиях для выявления более строгих закономерностей миграции нитрат-иона как гетерогенного процесса. S-образная форма выходной кривой фильтрации при низких температурах позволяет определить параметры миграции в условиях лабораторного эксперимента и обосновать постановку натурных экспериментов для определения этих параметров в природных условиях.

## 6. Определение параметров миграции

При внедрении загрязнения в фильтрационный поток одновременно с продвижением фронта загрязнения формируется зона его размыва, расширяющаяся во времени. В одномерном равномерно движущемся фильтрационном потоке точка с концентрацией, равной половине концентрации загрязняющего раствора, движется равномерно, и длина зоны размыва определяется как расстояние от границы загрязнения с исходной концентрацией  $c_0$  до точки с концентрацией  $0,5 c_0$  (зона размыва у начальной границы), или от точки с концентрацией  $0,5 c_0$  до точки, где  $c = 0$  (зона размыва у конечной границы). Считается, что зона размыва у конечной границы точнее характеризует параметры миграции, поскольку процесс к этому времени происходит более стабильно [8].

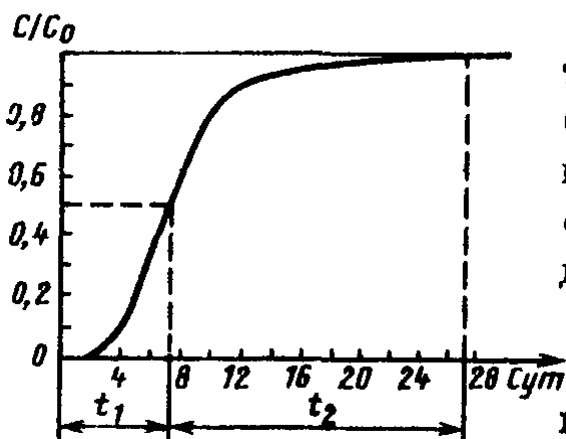


Рис.9. Выходная кривая при фильтрации нитрата калия при  $t=5^{\circ}\text{C}$  в координатах: относительная концентрация  $c/c_0$  - время  $t$

Фильтрационный эксперимент при температуре  $5^{\circ}\text{C}$  отвечает такой модели (рис.9). В момент  $t_1$ , когда на выходной кривой отмечается  $c = 0,5 c_0$ , можно определить активную пористость для движения раствора по формуле

$$\ell = vt_1/n_a, \quad (I)$$

где  $\ell$  - толщина образца;  $v$  - скорость фильтрации, регистрируемая по объему фильтрата в единицу времени на единицу площади образца;  $n_a$  - активная пористость; тогда  $v/n_a$  - есть истинная скорость фильтрации.

По экспериментально полученной выходной кривой (см.рис.9) можно также определить время формирования зоны размыва  $t_2$ , у конечной границы  $L$ , которая рассчитывается подстановкой полученных значений в формулу

$$L = vt_2/n_a, \quad (2)$$

По теории миграции загрязнения зона размыва связана с коэффициентом дисперсии  $D$ :

$$L = 4,4\sqrt{Dt_2/n_a}, \text{ откуда } D = (L/4,4)^2 \cdot n_a/t_2. \quad (3)$$

Если коэффициент дисперсии равен коэффициенту молекулярной диффузии  $D_M$ , то это означает, что формирование зоны размыва обусловлено лишь процессами молекулярной диффузии. Если же коэффициент дисперсии больше коэффициента молекулярной диффузии, то в формировании зоны размыва принимает участие гидродисперсия потока, зависящая от скорости фильтрации и параметра структурной неоднородности  $\delta$ , характеризующего средний линейный размер структурных элементов, поскольку  $D = D_M + \delta \cdot v$ .

Коэффициент молекулярной диффузии в дисперсных породах, по В.М.Шестакову, определяется по формуле  $D_M = \chi \eta n_a D_0$ , где  $\chi$  – извилистость путей фильтрации, которую следует принять равной 0,25;  $\eta$  – тормозящее влияние двойного электрического слоя, для моренных и лессовидных суглинков, подобных исследуемой почве, составляющее 0,5, а  $D_0$  – коэффициент диффузии нитрат-иона в свободном растворе. Последний при 5°C для  $KNO_3$  равен  $1 \cdot 10^{-5} \text{ см}^2/\text{с}$  или  $8,6 \cdot 10^{-5} \text{ м}^2/\text{сут}$ . Подставляя выбранные значения, получаем  $D_M = 3,2 \cdot 10^{-6} \text{ м}^2/\text{сут}$ .

В соответствии с параметрами эксперимента  $v = 10^{-3} \text{ м/сут}$ ,  $t_1 = 7,5 \text{ сут}$ ,  $\ell = 2,3 \text{ см}$ , тогда по формуле (1)  $n_a = 0,33$ . Из графика (см.рис.9)  $t_2 = 20 \text{ сут}$ , тогда по (2)  $L = 6 \text{ см}$ . Подставив  $t_2$  и  $L$  в формулу (3), получим  $D = 3 \cdot 10^{-6} \text{ м}^2/\text{сут}$ . Величины  $D$  и  $D_M$  совпадают, следовательно, в условиях эксперимента формирование зоны размыва произошло только в результате молекулярной диффузии.

В природных условиях могут сильно отличаться от заданных в эксперименте и скорости инфильтрации, и активная пористость при неполном насыщении, поэтому полученные параметры миграции следует рассматривать как ориентировочные и как обоснование натурных исследований. Так, в реальных условиях структура почвы [12] резко отличается от структуры искусственно сформированного маленького образца, поэтому возможно изменение параметров миграции и механизма формирования зоны размыва благодаря процессу гидродисперсии.

Лабораторное определение параметров миграции показало возможность их расчета по выходной кривой концентраций нитратов в лимитрических водах, поскольку конструкция лимитров в принципе соответствует лабораторной физической модели.

## З а к л ю ч е н и е

Обзор исследований по увеличению загрязнения подземных вод нитратами в результате применения удобрений убеждает в том, что необходимо серьезно подойти к этой проблеме. В настоящее время разработаны различные подходы к ее решению и основные принципы составления информации о развитии этого процесса. Они заключаются прежде всего в получении и анализе многолетних рядов наблюдений за качеством подземных вод. Для выявления тенденции развития процесса и реальной опасности во многих странах широко используются однократные и неоднократные обследования водозаборов разного назначения, включая мелкие скважины и колодцы. Этот метод необходимо использовать для оценки регионального и локального развития процесса.

Основной задачей исследований нитратного загрязнения подземных вод следует считать организацию налаженной сети режимных наблюдений за качеством подземных вод, которые сочетались бы с метеорологическими наблюдениями и наблюдениями за водным режимом почвы и пород зоны аэрации. Результаты этих наблюдений должны быть дополнены данными об объеме и способах внесения удобрений. При достаточно большой мощности зоны аэрации должны быть проведены наблюдения за перемещением загрязнения во времени. Только в результате таких систематических режимных наблюдений может быть разработана и применена обоснованная модель изменения качества подземных вод, позволяющая получать необходимые прогнозы и управлять процессами. Без такой налаженной сети режимных наблюдений, без действующей модели, способной давать определенные прогнозы, управление качеством подземных вод практически невозможно, тем более в условиях интенсификации сельского хозяйства, увеличения объемов вносимых удобрений, развития мелиорации сельскохозяйственных земель.

Однако даже сейчас, когда не создан еще надежный мониторинг качества подземных вод, известен ряд мероприятий, благодаря которым может быть существенно снижено проникновение нитратного загрязнения. Обследованиями в целом ряде стран, в том числе высокоразвитых, установлено, что огромное количество удобрений вносится на поля без учета основных требований и правил агротехники. В наших отечественных исследованиях этому вопросу уделяется большое внимание [2,3,6,7,15,17].

Проникновение нитратного загрязнения в подземные воды может быть значительно снижено правильным регулированием водного режима, особенно на мелиорируемых землях, которое должно одновременно удовлетворять потребности растений и отвечать требованиям защиты подземных вод. Для последних небезопасен усиленный дренаж непосредственно в первые дни после внесения удобрений.

При почвенных и гидрогеологических исследованиях в целях рационального использования удобрений и защиты подземных вод особое внимание должно быть уделено времени наибольшего поступления нитратов в подземные воды – вневегетационному периоду.

Опыт показывает, что наилучший результат при использовании растениями минеральных удобрений, а также максимальное снижение потерь на выщелачивание достигается применением органических удобрений вместе с минеральными.

В целях разработки модели качества подземных вод весьма перспективны при условии постоянного контроля за всеми статьями водного баланса опытные исследования на лизиметрах и площадках с систематическим дренажем, которые позволят выявить факторы, влияющие на миграцию нитратов. Подобные исследования позволят определить миграционные параметры с учетом их изменений под влиянием различных факторов, что обеспечит точность модели.

Эти исследования должны быть подкреплены экспериментами на образцах, позволяющими в наиболее детальной форме выявить влияние отдельных факторов на превращения азота и на его миграцию.

Таким образом, для решения проблемы нитратного загрязнения подземных вод необходимо организовать широкое обследование водозаборных сооружений различного назначения, режимные наблюдения, провести детальные экспериментальные исследования. Все это позволит получить необходимую информацию для составления прогнозов и позволит управлять качеством подземных вод.

И.А.Брилинг. Нитратное загрязнение подземных вод удобрениями.

#### Р е з ю м е

Постоянное увеличение объемов и доз вносимых удобрений для обеспечения интенсификации сельского хозяйства приводит к проникновению нитратного загрязнения в подземные воды. Многие страны уже ощутили угрозу загрязнения эксплуатируемых водонесных горизонтов. Площадной характер нитратного загрязнения обуславливает трудности в защите подземных вод. В связи с этим мероприятия по

охране подземных вод от нитратного загрязнения могут быть обоснованы только путем поиска рационального использования удобрений при максимальном усвоении их растениями. Почвенный профиль является эффективным барьером на пути нитратного загрязнения лишь в период вегетации, а в остальное время года грунтовые воды оказываются незащищенными от проникновения нитратов, поскольку в это время преобладают пониженные температуры, тормозящие деятельность нитратперерабатывающих микроорганизмов, и происходит интенсивное нисходящее движение инфильтрационных вод. Для обеспечения защиты и охраны подземных вод от нитратного загрязнения в нашей стране необходима информация о содержании нитратов в водоносных горизонтах по данным, полученным на водозаборах, балансовых станциях и дренажных системах. Кроме того, необходимо наладить сеть режимных наблюдений.

**Briling I.A.** Ground water nitrates pollution by fertilizers.

#### S u m m a r y

The constant increase of the fertilizer's amounts and doses in order to intensify the development of agriculture result in the pollution of ground waters with nitrates. Many countries has already become aware of the threat of the producing aquifers pollution. The areal character of the nitrate pollution causes difficulties in the ground water protection. In this connection the measures providing the ground water protection against nitrate pollution can be substantiated only by means of the search of the rational use of fertilizers when they are most effectively assimilated by the plants. The soil profile serve as an effective barrier on the way of the nitrate pollution only during the vegetation period. As for the other seasons the ground waters prove to be unprotected from the nitrates penetration because at that time predominate low temperatures which suppress the activity of the nitrate-assimilating microorganisms and intensive descending movement of infiltration waters is taking place. For the ground water protection against nitrate pollution our country need information concerning the aquifer nitrate contents according the data from the water intakes, balance stations and drainage systems. Besides, the network of regime observations must be organized.



## Brieling I.A. Nitratverschmutzung der Grundwasser durch Düngemittel

### Z u s a m m e n f a s s u n g

Die ständige Zunahme von Düngemittelmengen für die intensive Entwicklung der Landwirtschaft führt zum Durchdringen der Nitratverschmutzung in den Grundwasserbereich. Viele Länder waren schon von der Verschmutzung der in Betrieb stehenden Grundwasserleiter bedroht. Flächenhafte Merkmale der Nitratverschmutzung bereiten Schwierigkeiten beim Grundwasserschutz. In diesem Zusammenhang können die Maßnahmen für den Schutz von Grundwasser gegen Nitratverschmutzung nur auf dem Weg der rationellen Nutzung der Düngemittel bei ihrer effektivsten Assimilation durch Pflanze begründet. Das Bodenprofil schützt effektiv vor der Nitratverschmutzung erst während der Vegetation und zu anderen Jahreszeiten sind die Grundwasser vor der Nitratverunreinigung ungeschützt weil während dieser Zeit niedrige Temperaturen vorherrschen, die die Aktivität der nitratassimilierenden Mikroorganismen unterdrücken und es erfolgt eine intensive absteigende Bewegung von Sickerwasser. Um einen effektiven Schutz der Grundwasser vor der Nitratverschmutzung gewährleisten zu können braucht unser Land die Informationen über den Nitratgehalt der Grundwasserleiter entsprechend den Angaben der Wasserentnahmestellen, Bilanzmesspunkte und Entwässerungsnetze. Darüber hinaus ist ein Wasserhaushalts-Beobachtungsnetz zu organisieren.

## Л и т е р а т у р а

1. БАБЬЕВА И.П., ЗЕНОВА Г.М. Биология почв. - М.: Изд-во МГУ, 1983. - 248 с.

2. ВОЛОШИНА А.А., КСЕНЗОВ А.А., БИРЮКОВА Г.Д. Применять удобрения и пестициды с учетом требования охраны вод. - В кн.: Осушение закрытых дренажем земель Калининской области. М., 1981, с.133-138.

3. ГЕТМАНЕЦ А.Я. Регулирование содержания нитратов в грунтовых водах и урожай сельскохозяйственных растений. - В кн.: Интенсификация сельскохозяйственного производства и проблемы защиты окружающей среды, М., 1980, с.57-62.

4. ГОЛЬДБЕРГ В.М., ГАЗДА С. Гидрогеологические основы охраны подземных вод от загрязнения. - М.: Недра, 1984. - 262 с.

5. ДАРСЕЛИЯ М.К., ЦАНАВА В.П., ЦАНАВА Н.Г. К проблеме азота в расноземах Грузии. - Тр. X Междунар. конгр. почвоведов. Т.9. М., 1974, с.90-95.

6. КАЮМОВ М.К. Справочник по программированию урожаев. - М.: Россельхозиздат, 1977.

7. МИНЕЕВ В.Г. Агрохимия и биосфера. - М.: Колос, 1984. - 245 с.

8. МИРОНЕНКО В.А., РУМЫНИН В.Г., УЧАЕВ В.К. Охрана подземных вод в горнодобывающих районах. - Л.: Недра, 1980, с.320.

9. МИШУСТИН Е.Н., ПАНКРАТОВА Е.М. Свободноживущие азотфиксирующие микроорганизмы почв СССР. - Тр. X Междунар. конгр. почвоведов. Т.9. М., 1974, с.174-179.

10. ПЕСТРЯКОВ В.К. Окультуривание почв Северо-Запада. - Л.: Колос, 1977, с.343.

11. ПОПОВА Э.П. Азот в лесных почвах. - Новосибирск: Наука, 1983. - 136 с.

12. ПОЧВЫ СССР/Афанасьева Т.Г., Василенко В.И., Терешина Т.В., Шеремет Б.В. - М.: Мысль, 1979. - 380 с.

13. РОШАЛЬ А.А. Методы определения миграционных параметров. - М.: ВИЭМС, 1980. - 62 с.

14. РОШАЛЬ А.А. Полевые методы определения миграционных параметров. - М.: ВИЭМС, 1981. - 61 с.

15. САМОЙЛЕНКО В.Г. Прогнозы сельскохозяйственного загрязнения подземных вод и меры борьбы с ним на мелиорируемых землях. - В кн.: Вопросы обоснования мелиорации и охрана природы. - М., 1983, с.62-70.

16. САПОЖНИКОВ Н.А. и др. Исследования трансформации азота в почве и азотного питания растений. - Тр. X Междунар. конгр. почвоведов. Т.9. М., 1974, с.30-39.

17. УДОБРЕНИЯ, их свойства и способы использования. Под ред. Д.А. Коренькова. - М.: Колос, 1982. - 415 с.

18. AASTRUP M., PERSSON G. Some effects on Swedish groundwaters from diffuse polluting source illustrated by data from the national groundwater monitoring program. - Quality of Groundwater Pros.of Int.Symp. - Amst.-Oxf.-New York, 1981, p.54-60.
19. ALFÖLDI L. Movement and interaction of nitrates and pesticides in the vegetation cover-soil groundwater-rock system. - Environ.Geol., 1983, vol.5, N 1, p.19-25.
20. ANDERSEN L.J., KRISTIANSEN H. Nitrate in groundwater and surface water related to land use in Kareep Basin (Denmark) - Memores/ International Association of Hydrogeologists. - Prague Congress, 1982, vol.16, part I, p.125-139.
21. ANTAL J., BENETIN J. Movement of agrichemical through in soil profile into underground water. - Memores/ International Association of Hydrogeologists. - Prague Congress, 1982, vol.16, part 2, p.35-47.
22. AUDIC J.M., FAUP G.M., NAVARRO J.M. Specific activity of nitrobacter through attachment on granular media. - Water research, 1984, vol.18, N 6, p.745-750.
23. BALEK J. State of the art mathematical modelling of agricultural impact on groundwater pollution. - Environ.Geol., 1983, vol.5, N 1, p.27-32.
24. BERLIN M. Nitrater-toxikologi och hälsorisker. - Nitratdag i alnarp, 1973, p.93-102.
25. BITTERSOHL I., MERKEL B., NEMETH G. Unput of chemical substances into seepage and groundwater in a suburban region. - Quality of Groundwater.Pros.cf Int.Symp.-Amst.-Oxf.-New York, 1981, p.79-88.
26. BOJAKOWSKA I., BUJWID H. Lenieczyszczenie wcd podziemnych azotanami. - Techn.pozszuk.geol., 1983, vol.22, N 3, p.24-29.
27. BRINK N. Measurements of mass transport from arable land in Sweden. - Memores/ International Association of Hydrogeologists. - Prague Congress, 1982, vol.16, part 2, p.59-71.
28. BURDEN R.I. Nitrate contamination of New Zealand aquifers. - Water Qual.Bull., 1983, vol.8, N 1, part 2, p.22-25.
29. CSAKI F., ENDREDI I. Pollution by nitrates of subsurface waters in Hungary. - Quality of Groundwater. Pros.of Int. Symp. - Amst.-Oxf.-New York, 1981, p.89-94.
30. CSAKI F. Experiences gained with the nitrate pollution survey on groundwater in Hungary. - Memores/ International Association of Hydrogeologists. - Prague Congress, 1982, vol.16, part 1, p.163-171.
31. CUSTODIO E. Nitrate build-up in Catalonia's coastal aquifers. - Memores/ International Association of Hydrogeologists. - Prague Congress, 1982, vol.16, part 1, p.171-183.
32. DALY E.P., DALY D. A Study of the nitrate levels in the aquifers of the Barrow river valley, Ireland. - Memores/ International Association of Hydrogeologists. - Prague Congress, 1982, vol.16, part 1, p.183-195.
33. DANCHEV D., VELLIKOV B., DAMYANOV A. Effect of farming on underground water pollution in north-east Bulgaria. - Memores/

International Association of Hydrogeologists. - Prague Congress, 1982, vol.16, part 2, p.71-85.

34. DELAVALLE M. Prevention de l'enrichissement des eaux souterraines en nitrate d'origine agricole. - IAHS Publ., 1983, N 142/2, p.1005-1014.

35. DUYVENBOODEN W.V., LOCH J.R. Nitrate in the Netherlands - a serious threat to groundwater. - Aqua, 1983, N 2, p.59-60.

36. FLIPSE W.J. and o. Sources of nitrate in ground water in a sewerred housing development, central Long Island, New York. - Ground Water, 1984, vol.22, N 4, p.418-426.

37. FORD G.W., JESSOP R.S., MARTIN J.J. Factors influencing nitrogen availability in Wimmera wheat soils. - Тр.Х Между-нар.конгр.почвоведов, т.9. М., 1974, с.39-46.

38. FOSTER S.S.D., BATH A.H. The distribution of agricultural soil leachates in the unsaturated zone of the British Chalk. - Env.Geol., 1983, vol.5, N 2, p.53-60.

39. GUSTAFSON ARNE. Leaching of nitrate from Arable land into groundwater in Sweden. - Environ.Geol., 1983, vol.5, N 2, p.65-71.

40. HALLBERG G.R., HOYER B.E., LIBRA R.D. Contamination of carbonate aquifers. - Iowa Geol., 1983, N 8, p.20-23.

41. HANDA B.K., Effect of fertilizer use on groundwater quality in India. - JAHS Publ., 1983, N 142/2, p.1105-1119.

42. HAUNOLD E.  $^{15}\text{N}$  uptake by permanent meadow and leaching losses studied in a lysimeter experiment. - Rep.XIVth Annual Meet., Madrid, 1983, p.17-18.

43. HEATON T.H.E. Sources of the Nitrate in phreatic groundwater in Western Kalahary, (Prstoria, South Africa). - Journal of Hydrology, 1984, vol.67, N 1/4, p.249-260.

44. HENDRY M.J., Mc CREADY R.G.L., GOULD W.D. Distribution source and evolution of nitrate in glacial till of southern Alberta, Canada. - Journal of Hydrology, 1984, vol.70, N 1/4, p.177-198.

45. HESS J.W., JACOBSON R.L. Natural nitrate occurrence in closed basins in south-western United States. - Quality of Groundwater. Procs.of Int.Symp. - Amst.-Oxf.-New York, 1981, p.117-120.

46. HILL A.R. Nitrate distribution in the groundwater of the Alliston region of Ontario, Canada. - Ground Water, 1982, vol.20, N 6, p.696-703.

47. JACKS G. and SHARMA V.P. Nitrogen circulation and nitrate in groundwater in a agricultural catchment in Southern India. - Env.Geol., 1983, vol.5, N 2, p.61-64.

48. KAKAR Y.R. Nitrate pollution of groundwater in southern and south -western Naryana, India. - Quality of Groundwater, Procs.of Int.Symp. - Amst.-Oxf.-New York, 1981, p.125-129.

49. KANFY Y., RONEN D., MAGARITZ M. Nitrate trends in the Coastal plain aquifer of Israel. - Journal of Hydrology, 1983, vol.66, N 1/4, p.331-343.

50. KANWARR J.S. Fertilizers and environmental pollution. - Indian Farming, 1972, vol.22, N 9, p.5-19.

51. KAUFMAN R.F., FRIESEN H.N. Utility of computerized data base for hydrogeologic investigations, Las Vegas Valley, Nevada. - Journal of Hydrology, 1979, vol.43, p.195-216.
52. KONDRATAS A. Impact of cattle breeding complexes on the pollution of groundwater. - Memores/ International Association of Hydrogeologists. - Prague Congress, 1982, vol.16, part 1, p.207-217.
53. KUDEYAROV V.N., BASKIN V.N. Study of landscape agrogeochemical balance of nutrient in agricultural regions. - Water, Air and soil pollution, 1984, vol.23, N 2, p.141-154.
54. KUNDLER P. and O. Comparison of the data of the transformation, leaching and gaseous loss of urea, urea nitrate and ammonium nitrate to acid sandy and neutral loamy soils. - Тр.Х Междунар. конгр. почвоведов, 1974, vol.9, p.124-132.
55. KVET R. The History of observing nitrate contamination in the natural waters of Czechoslovakia. - Memores/ International Association of Hydrogeologists. - Prague Congress, 1982, vol.16, part 1, p.229-237.
56. LAHL U. and O. Groundwater pollution by nitrate. - JAHS Publ., 1983, N 142/2, p.1159-1170.
57. LANDREAN A. Les nitrates dans les eaux souterraines. - Eau et ind., 1983, N 71, p.45-51.
58. LANGNEGGER O. High nitrate concentration of shallow aquifers in a rural area of central Nigeria caused by random deposits of domestic refuse and excrement. - Quality of Groundwater, Pros.of Int.Symp. - Amst.-Oxf.-New York, 1981, p.135-140.
59. LAWRENCE A.R., POSTER S.S.D., IZZARD P.W. Nitrate pollution of Chalk groundwater in East Yorkshire - A case study. - J. Inst.Water Eng. and Sci., 1983, vol.37, N 5, p.410-420.
60. LOPES-VERA F. Nitrate pollution in Madrid tertiary basin (Spain). - Memores/ International Association of Hydrogeologists. - Prague Congress, 1982, vol.16, part 1, p.237-247.
61. MEIKLE R.W. Prediction of ammonium nitrogen fertilizer disappearance from soils in presence and absence of N-service nitrogen stabilizers. - Soil Science, 1979, vol.127, N 5, p.292-299.
62. MERCADO A. The use of models in groundwater quality management. - Pros.Water Res.Conf., 1977, p.653-674.
63. MILLICK S. and BANERJI S. Nitrate pollution of groundwater as result of agricultural development in Indo-Ganga plain, India. - Quality of Groundwater, Pros.of Int.Symp. - Amst.-Oxf.-New York, 1981, p.155-161.
64. MOCIK A., PEPIK T. Pollution of groundwater in Zinty island by nitrogenous matter from agricultural large-scale production studies in model territory of diaphan. - Memores/ International Association of Hydrogeologists. - Prague Congress, 1982, vol.16, part 2, p.249-261.
65. MOREL R. Etude sur model de la dynamique de l'azote dans le sol. - Тр.Х Междунар. конгр. почвоведов, т.9. М., 1974, с.66-76.

66. NEILSEN G.H., CULLEY I.L.B., CAMERON D.R. Agriculture and water quality in the Canadian Grete Lakes basin. IV Nitrogen. - J.Environ.Qual., 1982, vol.11, N 3, p.493-497.

67. OAKES D.B., YONG C.P., FOSTER S.S.D. The effects of farming practices on groundwater quality in the United Kingdom. - Quality of Groundwater. - Procc.of an Int.Symp., Noordwijkerhout, the Netherland, 1981, p.27-40.

68. OBERMAN P. Grundwasserbelastung durch landwirtschaftliche Nutzuny. - L.Dtsch.geol.ges., 1981, vol.132, N 1, p.123-137.

69. OLSON R.A., and O. Significance of residual mineral N in soils from fertilizer application. - Тр.Х Междунар.конгр. ПОЧВОВЕДОВ, т.9. М., 1974, с.47-55.

70. PATHAK P.S., PANDEY A.N., SINGH J.S. Overland flow, sediment output and nitrient loss from certain forested sites in central Himalaya, India. - Journal of Hydrology, 1984, vol.71, N 3/4, p.239-252.

71. PYC V.J., PATRICK R. Groundwater contamination in the United States. - Scienc 1983. vol.221, N 4612, p.713-718.

72. RAUHE K. On Problem of quantitative assessment of transformation and assumulation of nitrogen in the soil.- plant system. - Тр.Х Междунар.конгр.почвоведов, т.9. М., 1974, с.77-82.

73. RIDDER T.B., BRINKMANN F.J.I., REIJNDERS H.F.R. Chemical composition of the precipitation over the Netherlands. - Quality of Groundwater, Pros.of Int.Symp. - Amst.-Oxf.-New York, 1981, p.175-180.

74. RITTER W.F., CHIRNSIDE A.E.H. Impact of land use on groundwater quality in southern Delaw we. - Ground Water, 1984, vol.22, N 1, p.38-47.

75. RONEN D., KANFI J., MAGARITZ M. Sources of nitrate in groundwater of the coastal plain of Israel.Evolution of ideals. - Water Res., 1983, vol.17. N 11, p.1499-1503.

76. RUSHTON K.R. Etablissement de modeles relatifs aux eaux souterrains etc leur interaction avec les eaux de surface. - Bulletin du Bureau de recherche. geologiques et miniere, 1979, N 3, p.293-305.

77. SCOREPOVA I., VOISLOVA B., VRBA J. Occurence of nitrogen materials in groundwater in the territory of the middle Elbe River in Bchemia. - Memores/ International Association of Hydrogeologists. - Prague Congress, 1982, vol.16, part 1, p.313-323.

78. SKOREPOVA I. Content of some significant nitrogen compounds in stream waters. - Memores/ International Aassociation of Hydrogeologists. - Prague Congress, 1982, vol.16, part 1, p.323-335.

79. SHEARD M.Y. Sources of nitrate ions in underground water throught central Australia. - Quart.Geol.Notes.Geol.Surv.S. Austral., 1982, N 84, p.11-15.

80. SINTA J. Nawozenie mineralne i organiczne a srodowisko (1). - Nowe zolnictwo, 1976, vol.25, N 17, p.9-11.

81. SMITH-CARLINGTON A.K. and others. The nitrate pollution problem in groundwater supplies from Jurassic limestone in cent-

ral Lincolnshire. - Rept.Inst.Geol.Sci., 1983, N 3, p.12-34.

82. STIBRAL J. Biological protection of groundwater from nitrate pollution. - Memores/ International Association of Hydrogeologists. - Prague Congress, 1982, vol.16, part 1, p.335-347.

83. STIBRAL J. and VRBA J. Impact of fertilizers on the quality of ground water monitoring in field experiment condition. - Quality of Groundwater. Pros.of Int.Symp. - Amst.-Oxf.-New York, 1981, p.181-192.

84. WALTER W. Changes of drinking water quality in south-east Lower Saxony (West Germany). - Memores/ International Association of Hydrogeologists. - Prague Congress, 1982, vol.16, part 1, p.390-402.

85. WELTE E. Über den Nährstoffeintrag in Grundwasser und Oberflächengewässer aus Boden und Düngung. - Wasser und Boden, 1984, vol.36, N 3, p.96-99.

86. VARGA G., LATKOVICS I. Application of isotopic indication for investigating the dynamics of nutrients and fertilizer uptake by plants. - Тр.Х Междунар.конгр.почвоведов, т.9. М., 1974, с.96-105.

87. VRBA J. General aspects of groundwater non-point pollution. - Quality of Groundwater. Pros.of Int.Symp. - Amst.-Oxf.-New York, 1981, p.41-53.

88. VRBA J. The impact of human activities on groundwater pollution by nitrates, pesticides and disease - producing bacteria. - Env.Geol., 1983, vol.5, N 1, p.9-10.

89. YOUNG C.P. Data acquisition and evaluation of groundwater pollution by nitrates, pesticides, and diseaseproducing bacteria. - Environ.Geol., 1983, vol.5, N 1, p.11-18.

90. YUSOP M.K., CLAMPUT V.O., BAERT L. Nitrogen fertilisation and nitrate pollution of groundwater in sandy soils. - Environ.Pollut., 1984, vol.7, N 1, p.43-48.

91. ZAPOROZEC A. Nitrate concentration under irrigated agriculture. - Environ.Geol., 1983, vol.5, N 1, p.35-38.

## **С п р а в к а**

- 1. Данные о новизне использования источников (в %):**
- количество источников за последний год** **– 10**
  - количество источников за последние пять лет** **– 70**
  - количество источников 6–10-летней давности** **– 20**
- 2. Данные о распределении использованных источников по странам (в %):**
- отечественные** **– 20**
  - зарубежные** **– 80**
- 3. Данные о распределении источников по видам (в %):**
- опубликованные источники** **– 100**
  - неопубликованные источники** **– 0**
  - специальные источники** **– 0**



## С о д е р ж а н и е

Введение . . . . .	I
Источники загрязнения . . . . .	2
Содержание нитратов в подземных водах . . . . .	5
Миграция азота через почвенный слой . . . . .	10
Движение нитратов в ненасыщенной зоне . . . . .	20
Движение нитратов в насыщенной зоне . . . . .	27
Экспериментальное исследование миграции нитратов . . . . .	30
а. Влияние температуры на миграцию . . . . .	31
б. Определение параметров миграции . . . . .	37
Заключение . . . . .	39
Резюме . . . . .	40
Литература . . . . .	43
Справка . . . . .	49

## C o n t e n t s

Introduction . . . . .	I
Sources of pollution . . . . .	2
Nitrate contents of the ground water . . . . .	5
Nitrogen migration through the soil layer . . . . .	10
Migration of nitrates within the unsaturated zone . . . . .	20
Migration of nitrates within the saturated zone . . . . .	27
Experimental study of the nitrates migration . . . . .	30
a) Influence of temperature on migration . . . . .	31
b) Determination of the migration parameters . . . . .	37
Conclusion . . . . .	39
Summary . . . . .	40
Literature . . . . .	43
Note . . . . .	49

## **I n h a l t s v e r z e i c h n i s**

Einführung . . . . .	I
Verschmutzungsquellen . . . . .	2
Nitratgehalt der Grundwasser . . . . .	5
Migration des Stickstoffes durch die Bodenschicht . . . . .	10
Migration der Nitrate im Bereich der ungesättigten Zone . . . . .	20
Migration der Nitrate im Bereich der gesättigten Zone . . . . .	27
Experimentelle Untersuchungen der Nitratmig- ration . . . . .	30
a) Einfluss der Temperatur auf die Migration . . . . .	31
b) Nachweis der Migrationsparameter . . . . .	37
Schlussfolgerung . . . . .	39
Zusammenfassung . . . . .	40
Literatur . . . . .	43
Auskunft . . . . .	49

Обзор издан в рамках сотрудничества стран-членов  
МС "Теоинформ". Составлен на русском языке  
ВНО информации СССР по геологии. ВИАМС. Москва

Ведущий редактор И.А.Демьянова  
Технический редактор И.Г.Орлова  
Корректор С.И.Вискребцова

---

Подписано к печати 17.06.85.

г 10992

Формат 60×84 16

Печ л 3,25

Уч изд л 3,07

Тираж 1230 экз.

Заказ 1388

Цена 61 коп.

---

Отделение НТИ ВИАМС 123853 Москва, 3-я Магистральная 38  
ОП.ТОП ВИАМС 123242 Москва, Б Грузинская 4 б