中国生态农业学报(中英文)
Chinese Journal of Eco-Agriculture
中文核心期刊
中国科技核心期刊
中国精品科技期刊
百种中国杰出学术期刊
中国科学引文数据库源刊

北方区域尺度地下水–包气带硝酸盐分布与变化特征

李晓欣，王仕琴，陈肖如，雷玉平，高鹏程，胡春胜，马林

引用本文:
李晓欣, 王仕琴, 陈肖如, 等. 北方区域尺度地下水–包气带硝酸盐分布与变化特征[J]. 中国生态农业学报(中英文), 2021, 29(1): 208–216.

在线阅读 View online: https://doi.org/10.13930/j.cnki.cjea.200862

(向下翻页，阅读全文)

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

中国北方农田氮磷淋溶损失污染与防控机制

Mitigation of nitrogen and phosphorus leaching from cropland in northern China

中国生态农业学报(中英文). 2021, 29(1): 1–10 https://doi.org/10.13930/j.cnki.cjea.200910

白洋淀流域浅层地下水硝酸盐分布及来源的区域分异特征

Regional characteristics of nitrate sources and distributions in the shallow groundwater of the Lake Baiyangdian watershed

中国生态农业学报(中英文). 2021, 29(1): 230–240 https://doi.org/10.13930/j.cnki.cjea.200672

华北平原农田厚包气带及含水层反硝化细菌的分离鉴定及作用机制研究

Isolation, identification, and functional characterization of denitrifiers from the deep vadose zone and aquifer in the North China Plain

中国生态农业学报(中英文). 2021, 29(1): 94–101 https://doi.org/10.13930/j.cnki.cjea.200519

再生水灌溉区农田包气带及地下水中硝酸盐分布特征及来源研究

Distribution characteristics and sources of nitrate in the unsaturated zone and groundwater of farmlands in an area irrigated with reclaimed water

中国生态农业学报(中英文). 2019, 27(11): 1725–1731 https://doi.org/10.13930/j.cnki.cjea.190578

华北农区浅层地下水硝酸盐分布特征及其空间差异性

Spatial distribution characteristics of nitrate in shallow groundwater of the agricultural area of the North China Plain

中国生态农业学报. 2018, 26(10): 1476–1482 https://doi.org/10.13930/j.cnki.cjea.180639

DOI: 10.13930/j.cnki.cjea.200862

李晓欣, 王仕琴, 陈肖如, 雷玉平, 高鹏程, 胡春胜, 马林. 北方区域尺度地下水-包气带硝酸盐分布与变化特征[J]. 中国生态农业学报(中英文), 2021, 29(1): 208−216
LI X X, WANG S Q, CHEN X R, LEI Y P, GAO P C, HU C S, MA L. Spatial distribution and changes of nitrate in the vadose zone and underground water in northern China[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2021, 29(1): 208−216

北方区域尺度地下水-包气带硝酸盐分布与变化特征*

李晓欣[1], 王仕琴[1], 陈肖如[1,2], 雷玉平[1], 高鹏程[3], 胡春胜[1**], 马 林[1]

(1. 中国科学院遗传与发育生物学研究所农业资源研究中心/河北省土壤生态学重点实验室/中国科学院农业水资源重点实验室 石家庄 050022; 2. 中国科学院大学 北京 100049; 3. 西北农林科技大学水土保持研究所 杨凌 712100)

摘 要: 我国农业生产过程造成的地下水硝酸盐污染问题备受关注, 作为硝态氮累积和存储的重要场所和硝酸盐淋失进入地下水的主要通道, 包气带土壤中硝酸盐存储分布特征与地下水硝酸盐污染密切相关。本文以北方典型黑土、潮土和褐土区农田为研究对象, 建立了北方地下水硝酸盐监测网(东北、华北、西北), 通过对不同区域地下水的采样和测定, 比较了地下水硝酸盐污染的区域差异, 结合历史数据对地下水硝酸盐时空变化进行了分析。进一步选择华北平原作为厚包气带的代表区域, 实地取样分析了包气带硝态氮累积存储和分布特征。结果表明: 东北黑土区地下水硝酸盐超标率最高, 达 39.6%; 其次为华北潮土区, 超标率为 19.3%; 西北褐土区的地下水硝态氮超标率最低, 为 14.9%。随时间推移, 华北平原区域尺度浅层地下水硝酸盐超标率有增长趋势, 2016—2018 年 403 个采样点地下水超标率为 18.9%, 高于 1998 年的 11.8%。华北平原区域厚包气带硝酸盐存贮总量可达 1854 万 t, 粮食种植对区域包气带硝酸盐累积存储的平均贡献率为 78.3%; 包气带 0~6 m 是华北平原区硝酸盐存储的主要土层, 这部分存储的硝态氮对地下水构成了潜在的威胁。

关键词: 面源污染; 区域尺度; 地下水; 包气带; 硝酸盐存储

中图分类号: S19 开放科学码(资源服务)标识码(OSID):

Spatial distribution and changes of nitrate in the vadose zone and underground water in northern China*

LI Xiaoxin[1], WANG Shiqin[1], CHEN Xiaoru[1,2], LEI Yuping[1], GAO Pengcheng[3], HU Chunsheng[1**], MA Lin[1]

(1. Center for Agricultural Resources Research, Institute of Genetics and Developmental Biology, Chinese Academy of Sciences / Hebei Key Laboratory of Soil Ecology / Key Laboratory of Agricultural Water Resources, Chinese Academy of Sciences, Shijiazhuang 050022, China; 2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 3. Institute of Soil and Water Conservation, Northwest A&F University, Yangling 712100, China)

Abstract: Nitrate leaching from Chinese farmland causes non-point source pollution and is an increasingly serious issue. The vadose zone is an important place for nitrate nitrogen accumulation and storage and a common way for nitrate to leach into the groundwater. Nitrate spatial-temporal changes in the underground water and vadose zones were analyzed in this study. Farmlands in black soil, fluvo-aquic soil, and cinnamon soil in northern China were investigated by monitoring underground water nitrate and water level changes to determine the underground water nitrate contents. The results showed that the black soil region (Northeast China) had the highest groundwater nitrate content with excess standard rate of 39.6%, followed by the

* 国家重点研发计划项目(2016YFD0800102, 2017YFD0800601)和国家自然科学基金面上项目(41530859)资助
** 通信作者: 胡春胜, 主要从事农田生态系统碳氮水循环和土壤生态过程研究。E-mail: cshu@sjziam.ac.cn
李晓欣, 主要研究方向为农田氮素循环及环境效应。E-mail: xiaoxin_li@sjziam.ac.cn
收稿日期: 2020-10-24 接受日期: 2020-11-10

* The study was supported by the National Key R&D Program of China (2016YFD0800102, 2017YFD0800601) and the National Natural Science Foundation of China (41530859).
** Corresponding author, E-mail: cshu@sjziam.ac.cn
Received Oct. 24, 2020; accepted Nov. 10, 2020

fluvo-aquic soil region (North China) (19.3%); the cinnamon soil region (Northwest China) had the lowest rate (14.9%). In the North China Plain, the excess standard rates of nitrate in shallow underground water trended upward over the years; the groundwater nitrate excess standard rate was 11.8% in 1998 and 18.9% from 2016 to 2018. The underground water nitrate excess standard rate was higher in vegetable-planting areas than in grain crop-planting areas. Soil nitrate was distributed and accumulated in the vadose zone before being leached into the underground water. Nitrate accumulation increased with vadose zone thickness; the total nitrate-N storage in the North China Plain deep vadose zone was up to 18.54 million tons. Nitrate accumulated mainly at a depth of 0–6 m, and crop production contributed, on average, 78.3% toward the regional vadose zone nitrate storage.

Keywords: Non-point source pollution; Regional scale; Ground water; Vadose zone; Nitrate storage

中国是个农业大国，农业是国民经济的基础，保障国家粮食安全和重要农产品有效供给一直是建设现代农业的首要任务。20 世纪 80 年代，我国在解决人口粮食问题、保障粮食安全和提高农作物单产的同时，成倍地增加了化肥的投入，虽满足了人们粮果蔬需求，但也给环境造成了巨大的压力，引起水体富营养化、地下水硝酸盐超标、温室气体排放等一系列环境问题。北方的黑土区、潮土区和褐土区作为我国粮食主要生产区，大部分农田为集约化生产，氮肥施用量远超过作物对氮素的需求，过量氮肥投入造成包气带土壤剖面累积大量硝态氮[1-5]，这些累积的硝酸盐在遭遇强降雨后可随水向下运移，进入地下水，对地下水安全造成了威胁和隐患[6-8]。

我国对地下水硝酸盐研究开始于 20 世纪 70 年代地下肥水的调研[9-14]，陕西关中农民在生产实践中发现一种含有相当数量硝态氮的浅层地下水(肥水)，应用此水浇灌可提高粮食产量，随后华北、东北地区也都发现了肥水的存在，实现了区域范围内对地下水硝酸盐的调研和监测，当时肥水主要围绕居民点出现，埋藏浅，多集聚存在于浅层地下水中，人们对肥水的研究着重于如何开发利用肥水，提高作物产量[15-18]。随着人们对肥水的集中开采利用，以及清除污染源、保护水源等工作的开展，地下肥水中硝酸盐浓度逐渐降低，直至消失。20 世纪 90 年代科研人员再次将目光转向了地下水硝酸盐超标的研究，指出北京地区很多地点的地下水 NO_3^- 含量已超过欧盟饮用水硝酸盐标准(50 $mg \cdot L^{-1}$)，有些地区甚至高达 300 $mg \cdot L^{-1}$，地下水硝酸盐含量超标与农田氮肥过量投入密切相关[19-22]。随后科研人员在环渤海 7 省市开展了北方地下水硝酸盐污染的调研，对河北、河南、山东地下水硝酸盐污染进行了取样分析[23-28]，主要集中在华北平原区，东北和西北的调查相对较少[29-30]，对区域尺度上农区浅层地下水硝酸盐污染程度和特征尚没有统一定论。

包气带作为硝酸盐进入地下水最后的生态屏障，对土壤硝酸盐淋失进入地下水具有储存和减缓的作用，目前我国针对农田包气带硝酸盐淋溶和阻控的研究多为田间尺度，对区域尺度硝酸盐累积存储的研究较少[31-33]。Ascott 等[34]在 2017 年应用模型对全球包气带土壤硝态氮累积存储进行了计算，指出北美、中国和欧洲包气带存储了大量的硝酸盐。硝酸盐在包气带的存留会对地下水水质造成潜在威胁，降低为保护地下水所采取的农业控水控肥措施的实施效果。与地表水相比，地下水中硝态氮浓度的变化对农业的变化反应相对缓慢，并受天气事件的影响[35]。同样的原因，进入地下水的硝酸盐去除和治理是一个更加漫长的过程，因此防控地下水硝酸盐污染对安全供水非常重要[36-39]。正确评估区域范围的硝酸盐存储，并将其与地下水硝酸盐污染研究结合，探寻硝酸盐在包气带-地下水的分布变化规律及其影响因素，对保护地下水具有积极作用。

本文以东北典型黑土区、华北潮土区和西北褐土区农田为研究对象，结合地下水采样分析，搭建北方农区地下水硝酸盐监测网，分析地下水硝酸盐污染的区域差异，结合历史数据对地下水硝酸盐时空变化进行研究。在此基础上，对华北平原区域尺度厚包气带土壤硝酸盐存储量及分布特征进行调查，分析不同种植模式对包气带硝态氮累积存储的贡献，结合浅层地下水的分布特征，进一步解释地下水硝酸盐污染途径及潜在风险，旨在加深对大区域尺度浅层地下水硝酸盐分布特征和影响因素的认识，为区域尺度开展硝酸盐淋失阻控研究提供基础数据，对保护厚包气带区域地下水的安全具有重要的理论价值和现实意义。

1　研究方法

1.1　北方典型土壤区地下水硝酸盐含量分析

1.1.1　样点设定

聚焦我国北方农业主产区，选择具有典型土壤特点的东北黑土区(黑龙江东部、吉林省中部)、华北潮土区(河北平原、北京南部)以及分布在关

中、晋南、豫西等盆地的褐土区作为主要研究区域，此类区域集约化程度高，过量施肥问题突出，氮淋溶损失及地下水污染问题严重。种植作物为小麦(*Triticum aestivum*)、玉米(*Zea mays*)、水稻(*Oryza sativa*)和蔬菜，属典型农业高产类型区。2016—2020 年依托国家重点研发计划项目，在统一标准的基础上分别对东北黑土、华北潮土、西北褐土的主要农业种植区(粮田、菜地、果树种植区)的浅层地下水进行采样与硝酸盐测定，结合前人的采样点数据，建立了北方主要农区地下水硝酸盐监测网(图 1)，为长期追踪和研究地下水硝酸盐的变化提供基础保障。

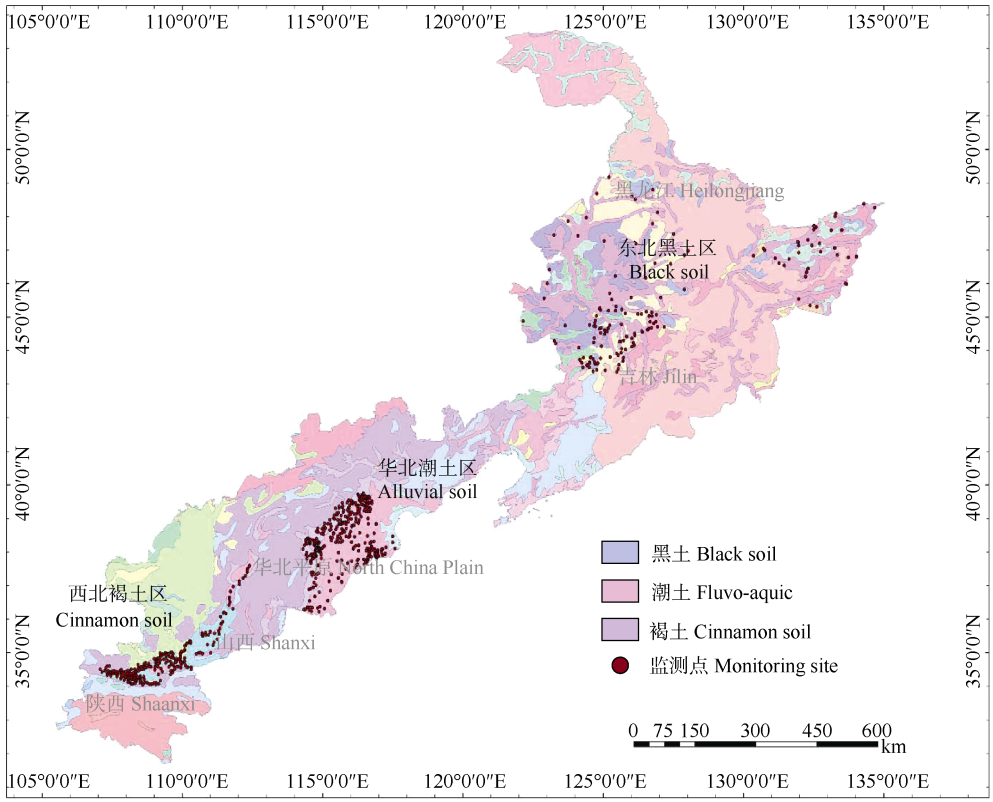

图 1 中国北方地下水硝酸盐监测网点分布

Fig. 1 Distribution of groundwater nitrate monitoring sites in northern China

1.1.2 取样和测定

地下水样品采集与测定：2016—2020年期间分别对华北潮土、西北褐土、东北黑土区的浅层地下水进行调查采样，采用网格法确定样点，利用GPS定位海拔及经纬度，每个样点采集500 mL水样，装入洁净的塑料采样瓶内，放入4 ℃保温箱，带回实验室应用紫外分光计测定水样硝酸盐含量。共采集测定地下水样品876个(表1)。

地下水硝酸盐历史数据的收集：收集了1998年在华北平原北纬38°带地区取样测定的地下水硝酸盐数据，2005年环渤海地区的地下水硝酸盐数据，以及2010年白洋淀流域的地下水硝酸盐数据，同时收集了1993—2017年地下水硝酸盐监测数据、环境公报发布的水质数据、以及历史文献数据。

1.2 典型厚包气带土壤硝酸盐累积调研与采样

华北平原耕作历史悠久，平原土层深厚，是我国重要的农业种植区，其粮食、蔬菜种植面积占土地利用面积的 47%以上，主要粮食作物为小麦、水

表 1 采样时间与数据收集

Table 1 Groundwater sampling and history data collection

土壤类型 Soil type	采样时间(年-月) Date of sampling (year-month)	采集样品数 Number of samples	历史数据数量(年份) Number of history data (year)
华北潮土 Fluvo-aquic soil	2016-12, 2018-03, 2019-06	463	221(1998), 172(2005)
东北黑土 Black soil	2018-07	159	13(2013)
西北褐土 Cinnamon soil	2017-03, 2017-10, 2020-06	254	232(2001)

稻、玉米等, 蔬菜种植分为大棚和露天两种种植方式。依照流域的划分将黄淮海平原分为 4 大区域: 海河流域、黄河流域、淮河流域和山东半岛区域。2019 年 10 月针对不同区域的菜地、粮田进行包气带土壤样品的采样, 采样点包括河南省的濮阳、新乡、安阳、开封、商丘, 山东省境内的聊城、禹城、淄博、寿光, 河北省邯郸、衡水、南皮、栾城, 安徽境内的亳州、江苏省的徐州等地。应用 Geoprobe model 54D 取样仪器采集包气带土壤样品, 取样深度由包气带厚度决定, 尽可能取至土壤饱和含水层。包气带土柱取出后, 立即进行切割, 记录土壤质地。0~1 m 深土柱按 0~10 cm、10~20 cm、20~30 cm、30~50 cm、50~70 cm、70~100 cm 的深度分层, 1 m 以下土柱每 50 cm 分一层, 分层后土壤放入密封保存袋, 带回实验室 4 ℃以下冷鲜保存, 测定土壤含水量和硝态氮含量。土壤含水量的测定采用烘干法; 土壤硝态氮的测定采用 1 mol·L^{-1} 的氯化钾(KCl)溶液以 1∶5 比例振荡浸提过滤后, 用双波长紫外分光光度计(岛津 UV-2450)测定滤液中的硝态氮含量。

包气带土壤剖面 NO_3^--N 的累积量通过式(1)计算:

$$N=\Sigma\,(Z_i\times D_i\times C_i/10) \quad (1)$$

式中: N为包气带累积 NO_3^--N 量(kg·hm^{-2}), Z_i为i土层厚度(cm), D_i为i土层土壤容重(g·cm^{-3}), C_i为i土层 NO_3^--N 含量(mg·kg^{-1})。

华北平原区域不同种植模式下的硝酸盐累积分布通过GIS的反距离权重插值(IDW)作图呈现, 区域的地下水埋深数据由国家气象数据网站和地方水利部门获取。

1.3　数据分析及作图

所有数据处理采用 Microsoft Excel 2013 处理, 采样点分布图及硝态氮空间分布特征图采用 ArcMap 10.2.2 绘制, 其他图采用 Sigmaplot 10.0 绘制。

2　结果与分析

2.1　北方典型土壤区地下水硝酸盐时空变化特征

根据地下水采样监测结果(图 2, 图 3), 东北黑土区农田地下水硝酸盐超标率最高, 达 39.6%, 地下水硝酸盐的平均浓度也最高; 其次为华北潮土区, 超标率为 19.3%; 西北褐土区的地下水硝态氮超标率最低, 为 14.9%。东北黑土区作物种植和畜牧生产集约化程度高、地下水位浅, 地下水硝酸盐浓度明显较高, 其中吉林黑土区的硝酸盐平均浓度最高(91.9 mg·L^{-1}), 松嫩平原次之(87.8 mg·L^{-1}), 三江平原的硝酸盐浓度最低(14.1 mg·L^{-1})。作物种植类型与地下水硝酸盐浓度高低也密切相关, 吉林黑土区蔬菜种植区地下水硝酸盐超标率为 64.2%, 玉米种植区地下水硝酸盐超标率为 44.3%, 水稻种植区和花生(*Arachis hypogaea*)种植区的地下水硝酸盐超标率分别为 29.2%和 20.1%; 不同种植类型区地下水硝酸盐浓度为蔬菜区(60.7 mg·L^{-1})>玉米区(46.6 mg·L^{-1})>花生区(37.6 mg·L^{-1})>水稻区(34.4 mg·L^{-1}), 蔬菜种植区地下水硝酸盐浓度显著大于玉米、水稻和花生种植区, 相较于粮食种植区, 蔬菜种植区的高施肥和高灌溉是地下水硝酸盐浓度上升的直接原因, 而水稻种植淹水造成的厌氧环境促进了反硝化反应的发生, 黏重的犁底层同时阻碍了土壤水的下渗, 这是导致水稻种植区地下水硝酸盐浓度较低的主要原因。华北潮土区地下水硝酸盐超标点主要分布在山前平原(包括低山丘陵区)和东部滨海平原区, 地下水硝酸盐浓度平均值表现为: 滨海平原(27.1 mg·L^{-1})>山前平原(24.2 mg·L^{-1})>中部平原(8.3 mg·L^{-1}), 华北平原不同土地利用类型区地下水硝酸盐的数据同样也证明了蔬菜种植区地下水硝酸盐浓度高于小麦-玉米粮食种植区。西北褐土区地下水硝酸盐污染程度较低, 关中平原西部与中东部地下水硝酸盐含量较高, 中部与东部含量较低, 超标监测点分散在周至县、眉县、乾县与渭南北部; 山西盆地地下水硝酸盐超标点主要分布在太原以南的汾渭地区。

随时间的推移, 不同区域地下水硝酸盐污染呈现不同的变化。西北关中地区 2001 年浅层地下水的硝态氮超标率为 32.9%(>20 mg·L^{-1}), 超标水样主要分布在农业活动强烈的灌区和人口居住密集、工业相对发达的城镇区; 而 2017 年关中地区浅层地下水硝态氮超标率降为 2.4%, 究其原因可能是 2001—2017 年期间, 关中地区污水排放得到了有效控制, 地表及河道环境明显改善, 地下水硝态氮污染来源减少。华北平原区域尺度地下水硝酸盐污染则随时间推移有逐渐加重的趋势, 1998 年浅层井地下水硝酸盐超标率为 11.8% (在 Chen 等[36]数据的基础上剔除深层饮用水采样点数据); 而 2016—2018 年 403 个采样点中, 浅层地下水硝酸盐超标率达 18.9%, 其中上游低山丘陵补给区、山前平原区和滨海平原区地下水硝酸盐浓度均显著升高。

2.2　区域尺度包气带硝酸盐的存储分布

华北平原是我国的主要农业生产区, 也是我国厚包气带的典型区, 其粮食、蔬菜种植面积占土地利用面积的 47%以上, 农业生产过程中施入的化肥在作物吸收后大多残留存储在包气带中, 是潜在的危险源。华北平原包气带硝酸盐的存储分布如图 4a-b 所示。黄河流域包气带粮田土壤剖面硝酸盐存

储量最高，可达 3911 kg(N)·hm^{-2}，其次是海河流域和山东半岛，淮河流域的硝酸盐存储量最低；蔬菜地包气带硝酸盐累积量以山东半岛为最高，可达 5040 kg(N)·hm^{-2}，其次是海河流域和黄河流域，淮河流域的硝酸盐累积量最低。

华北平原包气带厚度由西向东、自北向南逐渐降低(图 4c)，海河流域、黄河流域的包气带厚度最高可达 50 m，明显高于淮河流域(<10 m)的包气带厚度。从表 2 可知，华北平原区浅层地下水埋深为 6 m 的区域面积最大，占总面积的 31.0%，其次为 3 m 埋深区域，占总面积的 30.2%，地下水埋深 10 m 和 16 m 的区域分别占总面积的 11.6%和 8.7%；而地下水埋深小于 2 m 和大于 40 m 的区域所占面积仅为 5%左右。6 m 地下水埋深区粮田和蔬菜种植面积最大，包气带存储硝态氮量也最高，3 m 地下水埋深区次之，这两个埋深区包气带存储硝态氮量占了华北平原硝态氮存储总量的 57.4%；而地下水埋深大于 40 m 的地区包气带存储硝态氮量仅占华北平原硝态氮存储总量的 5.6%。

通过对区域包气带不同深度硝酸盐分层分布进行比较发现：0~6 m 是硝酸盐主要存储深度区，10 m 以下除河北省中部地区还有明显的土壤硝酸盐存储外，其他地区基本没有存储累积，将单位面积包气带硝酸盐存储量与地下水埋深进行相关分析，随着包气带厚度的增大，区域累积存储的硝态氮量呈增加趋势，但两者不存在正比例关系。

2.3 不同种植模式对包气带硝酸盐的存储贡献

根据华北平原不同种植区包气带硝态氮的测定和计算结果，整个华北平原存贮累积硝态氮总量可达 1854 万 t，其中基本粮田区存储的硝态氮量达 1453 万 t，蔬菜种植区包气带存储的硝态氮量为 401 万 t。根据华北平原不同区域的粮田、菜田所占比率，计算了区域的粮食种植、蔬菜种植对农田包气带土壤存储硝态氮的贡献率(图 5a-b)，华北平原粮食种植对硝态氮累积存储的贡献率由东北至西南呈逐渐增长趋势，其中黄河以北地区作为我国粮食主要种植区，粮食种植对区域硝态氮累积存储的贡献

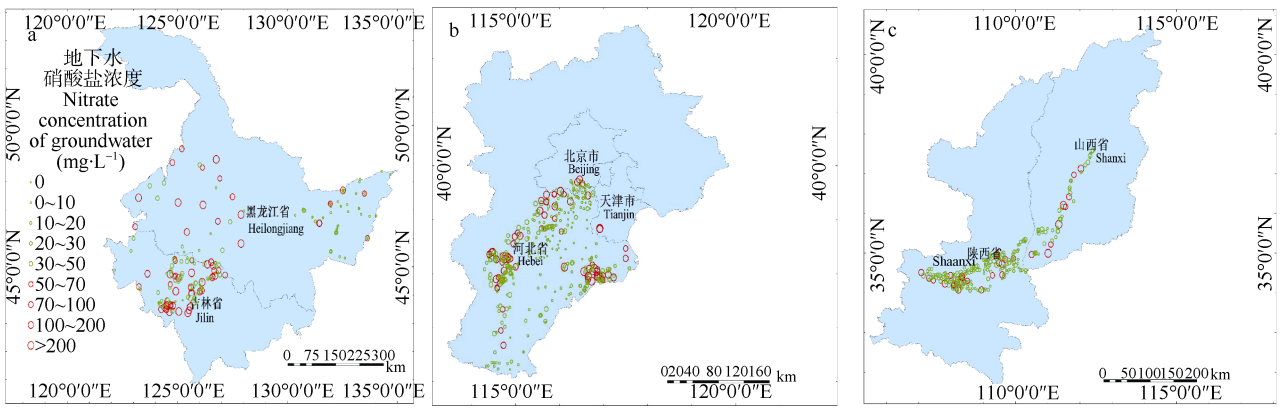

图 2 不同区域地下水硝酸盐浓度(a：黑土；b：潮土；c：褐土)

Fig. 2 Groundwater nitrate concentration at the regional scale (a: black soil; b: fluvo-aquic soil; c: cinnamon soil)

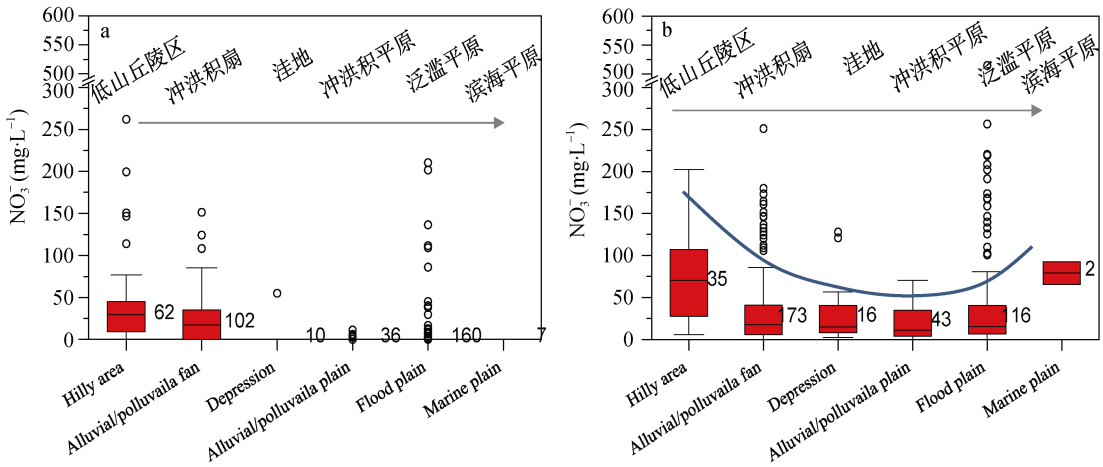

图 3 1998 年(a)和 2016—2018 年(b)华北平原(潮土区)不同地貌类型地下水硝酸盐浓度统计特征值变化

Fig. 3 Changes of nitrate concentration in groundwater of different geomorphic types in the North China Plain (fluvo-aquic soil) in 1998 (a) and 2016−2018 (b)

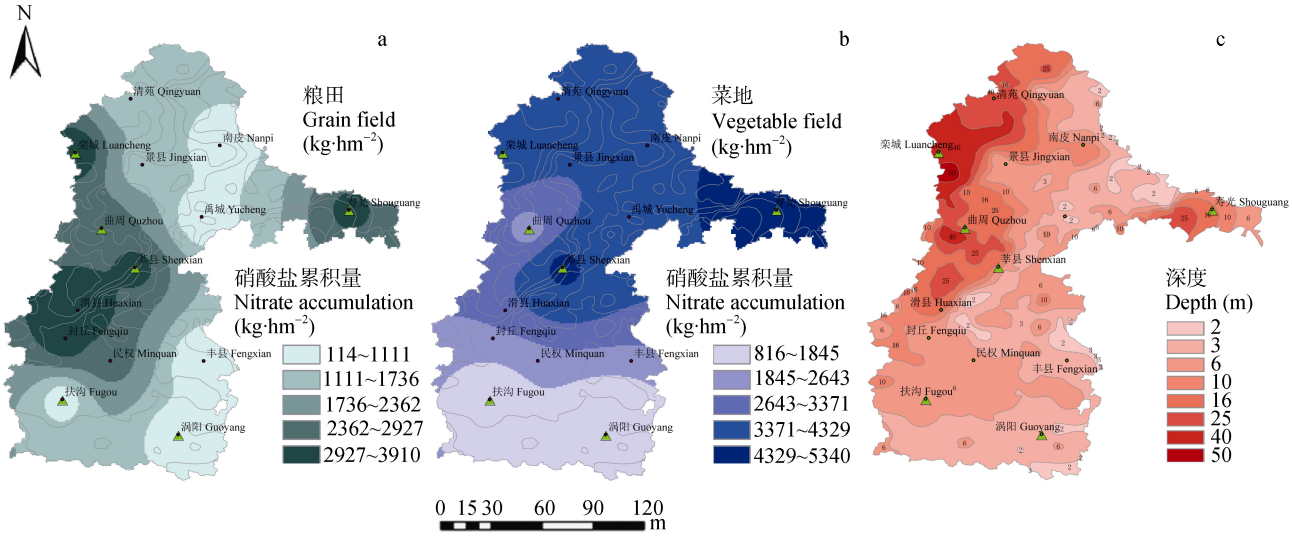

图 4　华北平原区域尺度包气带硝酸盐的累积存储分布

Fig. 4　Soil nitrate accumulation of vadose zone at the regional scale in the North China Plain

a: 基本粮田包气带土壤硝态氮累积存储分布; b: 菜地包气带土壤硝态氮累积存储分布; c: 华北平原区浅层地下水埋深空间分布。a: spatial distribution of soil nitrate accumulation in vadose zone of grain field; b: spatial distribution of soil nitrate accumulation in vadose zone of vegetable field; c: spatial distribution of groundwater table.

表 2　华北平原不同地下水埋深区域包气带土壤硝态氮存储量

Table 2　NO_3^--N storage of vadose zone under different groundwater table depths in the North China Plain

地下水埋深 Groundwater table depth (m)	区域面积 Area (km^2)	粮田 Grain field		菜地 Vegetable field	
		种植面积 Planting area (km^2)	硝态氮存储量 Nitrate nitrogen storage (×10^4 t N)	种植面积 Planting Area (km^2)	硝态氮存储量 Nitrate nitrogen storage (×10^4 t N)
2	12 712	5212	55	801	21
3	75 451	31 186	351	4753	100
6	77 501	39 332	494	9300	119
10	21 870	8967	143	2078	43
16	29 114	9317	197	3203	58
25	20 776	6025	129	1309	39
40	11 618	3486	76	662	19
50	957	287	8	55	2

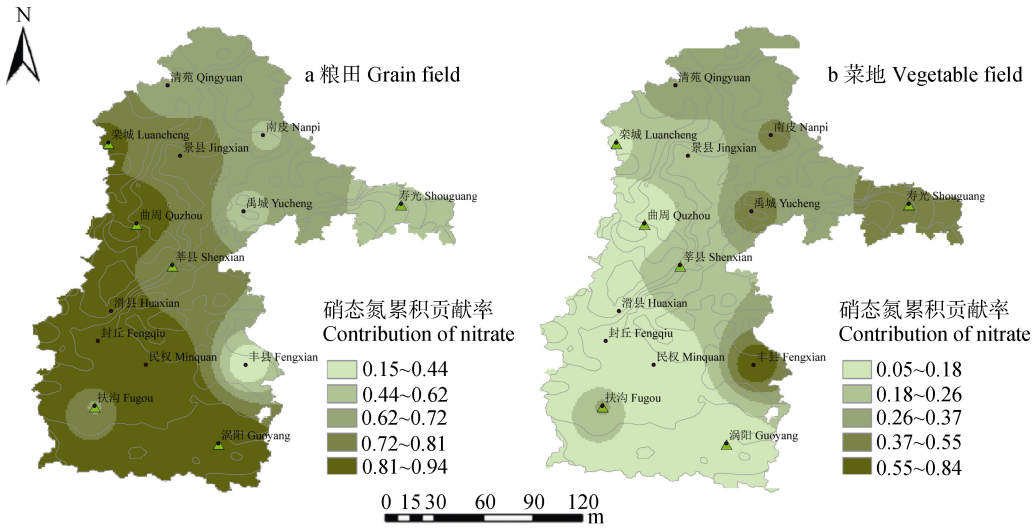

图 5　华北平原不同农田类型对区域硝态氮累积的贡献率(a: 粮田; b: 菜地)

Fig. 5　Spatial distribution of nitrate contribution rate of different farmland types in the North China Plain (a: grain field; b: vegetable field)

率为 81%以上, 最高可达 94%。以寿光为代表的山东半岛蔬菜种植区, 蔬菜种植面积所占比率最高, 可达土地面积的 11%, 与粮食种植面积的比例为 1∶2, 该区域蔬菜种植贡献了当地 55%以上的包气带硝酸盐累积存储, 远高于其他地区。

3 讨论

影响地下水硝酸盐含量的因素除肥料投入外, 还与灌溉管理、土地利用类型、水文地质条件、地下水埋深密切相关。淋失进入地下水硝态氮的量由临近浅层地下水界面的土壤层中硝态氮含量和下渗水量共同决定, 北方的黑土区、潮土区和褐土区作为我国主要农业种植区, 高产集约化种植过程中, 氮肥施用量远超过作物对氮素的需求量, 过量的氮肥在作物收获后存留在包气带土壤, 当降水和灌溉发生时会随水下渗进入地下水。地下水埋深浅, 硝酸盐进入地下水途径变短, 更易淋失进入地下水。东北地区地下水埋深浅, 地下水硝酸盐超标率最高, 西北褐土区地下水埋深最深, 雨养农业种植面积大, 降雨造成水的下渗主要补给了包气带的土壤含水量[40], 这是该区域地下水硝酸盐超标率低的主要原因。华北潮土区地下水超标样点主要分布在地下水埋深较浅的东部低平原区和山前平原区, 山前平原区地下水中硝酸盐超标的主要原因是低山丘陵区强降雨发生时, 有机肥和生活垃圾中的氮随岩石裂隙入渗进入浅层地下水, 进而造成山前平原区的地下水硝酸盐含量增高[41]。地下水硝酸盐中氮、氧同位素的测定结果显示, 华北山前平原种植区地下水硝酸盐主要来源为农田施用的化肥和有机肥, 与山区丘陵地下水补给源区硝酸盐的主要来源一致, 而滨海低平原区则以化肥为主(数据未发表), 进一步佐证了山前平原和滨海低平原地下水的来源及运移途径。

蔬菜种植过程的高水、肥投入是造成北方蔬菜种植区包气带硝态氮累积存储量大, 地下水中硝酸盐浓度较高的主要原因, 这与我们区域地下水监测数据和包气带硝态氮累积存储结果一致。Ascott 等[34]指出, 1975—2000 年北美、中国和东欧包气带土壤累积存储了大量硝态氮, 中国东部平原由于高肥投入、包气带厚度深和土壤水下渗速度慢的原因, 使得单位面积土壤包气带硝态氮存储量高达 4000 kg(N)·hm^{-2}, 该研究结果与文中华北平原多点取样测定的结果基本一致。中国科学院栾城农业生态系统试验站不同氮投入的定位试验数据显示[32]: 厚包气带的硝态氮累积主要发生在 12 m 以上土层, 2~6 m 是土壤剖面硝酸盐的大量累积层, 这与区域采样的测定结果也一致, 说明地下水埋深深的地区多年施肥造成的硝态氮淋失还未到达更深层次土壤, 距离进入地下水还有一定距离。

采用有效的措施减少和阻控包气带存储硝态氮淋溶进入地下水是降低地下水硝酸盐污染风险的关键, 目前应用的阻控措施大都是从水肥管理角度考虑, 通过减少施肥投入量、促进植物吸收、提高氮肥利用效率等技术从源头上减少硝态氮残留, 这些水肥管理措施能有效地降低当季施入氮肥的土壤残留, 但对于包气带根系吸收层以下残留累积硝态氮并没有降低效果[42-45]。Mathieu 等[46]用 ^{15}N 同位素示踪技术发现有机碳可以促进土壤氮气排放, 这为利用有机碳实现包气带硝酸盐的安全减排提供了新思路。添加可溶性有机碳的试验[47-48]表明: 给土壤剖面中的微生物提供反硝化脱氮所需要的可溶性碳源, 能够激发土壤反硝化强度, 反硝化的硝态氮绝大部分能够转化为无害的 N_2 排出土体, 这为降低土壤存储累积硝态氮量提供了新的技术和思路。根据区域地下水埋深分布、地下水硝酸盐污染现状和包气带硝态氮累积特点选择适宜的硝态氮淋失阻控措施: 一方面在采用控肥技术的基础上调整农业种植结构, 减少地下水埋深较浅区域的蔬菜种植比例, 降低该区域的地下水污染风险; 另一方面可通过添加碳源, 促进包气带土壤反硝化降低包气带硝态氮的存储累积, 减少对地下水硝酸盐污染的威胁。

4 结论

1)北方主要农区地下水硝酸盐超标以东北黑土区最高, 硝酸盐超标率达 39.6%; 其次为华北潮土区, 超标率为 19.3%; 西北褐土区的地下水硝酸盐超标率最低, 为 14.9%。

2)华北平原区浅层地下水埋深为 3~6 m 的区域面积最大, 占总面积的 61.2%, 该埋深区包气带存储硝态氮量占华北平原硝态氮存储总量的 57.4%, 而地下水埋深大于 40 m 的地区包气带存储硝态氮量仅占华北平原硝态氮存储总量的 5.6%。

3)华北平原区粮食种植对包气带硝态氮累积存储的平均贡献率为 78.3%, 高于蔬菜种植的贡献率。不同区域蔬菜种植对当地包气带硝酸盐累积存储的贡献率差异很大, 其中山东半岛蔬菜种植对当地土壤包气带硝酸盐累积存储的贡献率最高。

4)将农田地下水硝酸盐污染现状与包气带硝态氮累积存储结合起来进行分析, 互相验证, 有利于

采取针对性的技术减少区域尺度硝态氮淋溶, 保护地下水。

参考文献 References

[1] 巨晓棠, 刘学军, 张福锁. 冬小麦/夏玉米轮作中 NO_3^--N 在土壤剖面的累积及移动[J]. 土壤学报, 2003, 40(4): 538−546
JU X T, LIU X J, ZHANG F S. Accumulation and movement of NO_3^--N in soil profile in winter wheat-summer maize rotation system[J]. Acta Pedologica Sinica. 2003, 40(4): 538−546

[2] 同延安, 石维, 吕殿青, 等. 陕西三种类型土壤剖面硝酸盐累积、分布与土壤质地的关系[J]. 植物营养与肥料学报, 2005, 11(4): 435–441
TONG Y A, SHI W, LV D Q, et al. Relationship between soil texture and nitrate distribution and accumulation in three types of soil profile in Shaanxi[J]. Plant Nutrition and Fertilizer Science, 2005, 11(4): 435–441

[3] 李勇, 赵军, YANG J Y, 等. 黑龙江省县域黑土农田土壤氮残留估算[J]. 农业工程学报, 2011, 27(8): 120–125
LI Y, ZHAO J, YANG J Y, et al. Residual soil nitrogen estimation of black soil farmland at county scale in Heilongjiang Province[J]. Transactions of the CSAE, 2011, 27(8): 120–125

[4] JU X T, KOU C L, ZHANG F S, et al. Nitrogen balance and groundwater nitrate contamination: Comparison among three intensive cropping systems on the North China Plain[J]. Environmental Pollution, 2006, 143(1): 117–125

[5] ZHOU J Y, GU B J, SCHLESINGER W H, et al. Significant accumulation of nitrate in Chinese semi-humid croplands[J]. Scientific Reports, 2016, 6: 25088

[6] LI Y, LIU H J, HUANG G H, et al. Nitrate nitrogen accumulation and leaching pattern at a winter wheat: Summer maize cropping field in the North China Plain[J]. Environmental Earth Sciences, 2016, 75(2): 118

[7] 刘宏斌, 张云贵, 李志宏, 等. 北京市平原农区深层地下水硝态氮污染状况研究[J]. 土壤学报, 2005, 42(3): 411–418
LIU H B, ZHANG Y G, LI Z H, et al. Nitrate contamination of deep groundwater in rural Plain areas of Beijing[J]. Acta Pedologica Sinica, 2005, 42(3): 411–418

[8] ZHENG W B, WANG S Q, TAN K D, et al. Nitrate accumulation and leaching potential is controlled by land-use and extreme precipitation in a headwater catchment in the North China Plain[J]. Science of the Total Environment, 2020, 707: 136168

[9] 中国农业科学院农田灌溉研究所地下肥水组. 肥水开采利用调查总结[J]. 灌溉科技, 1973, (2): 29–35
Underground Water and Fertilizer Group, Institute of Farmland Irrigation, Chinese Academy of Agricultural Sciences. Investigation of exploitation and utilization of fertility water[J]. Journal of Irrigation and Drainage, 1973, (2): 29–35

[10] 雷文进, 肖振华, 蔡凤岐, 等. 江苏省徐州地区肥水的地理分布[J]. 土壤, 1974, (2): 56–63
LEI W J, XIAO Z H, CAI F Q, et al. Geographical distribution of fertility water in Xuzhou, Jiangsu Province[J]. Soils, 1974, (2): 56–63

[11] 河南省地质局水文队. 河南省地下肥水普查初步总结[J]. 灌溉排水学报, 1974, (4): 5–8
Hydrological Team of Henan Geological Bureau. Preliminary summary of underground fertility water survey in Henan Province[J]. Journal of Irrigation and Drainage, 1974, (4): 5–8

[12] 彭祥林, 彭琳, 白志坚, 等. 关中地区地下肥水资源分区评价[J]. 土壤, 1978, (1): 21–27
PENG X L, PENG L, BAI Z J, et al. Evaluation of underground fertility water resources in Guanzhong Region[J]. Soils, 1978, (1): 21–27

[13] 孟宪玺, 刘桂琴, 夏玉梅, 等. 吉林省的肥水资源和利用问题[J]. 吉林农业科学, 1980, (3): 21–28
MENG X X, LIU G Q, XIA Y M, et al. Resources and utilization of the fertility water in Jilin Province[J]. Journal of Northeast Agricultural Sciences, 1980, (3): 21–28

[14] 河南省地理研究所肥水组. 关于肥水分布规律认识的一点发展[J]. 灌溉排水学报, 1974, (4): 21–23
Feishui Formation, Henan Institute of Geography. An understanding of the distribution underground fertility water[J]. Journal of Irrigation and Drainage, 1974, (4): 21–23

[15] 彭祥林, 彭琳. 利用地下肥水资源, 促进农业更大增产[J]. 化学通报, 1976, (3): 27–29
PENG X L, PENG L. Utilize underground fertility water resources, promotes the agriculture production[J]. Chemistry, 1976, (3): 27–29

[16] 中国农业科学院农田灌溉研究所肥水室温县赵堡基点, 温县赵堡公社. 肥水灌溉在小麦高稳低中的作用——北平皋大队利用肥水的调查[J]. 灌溉科技, 1977, (1): 44–48
Research site of Zhaobao, Wen County, Fertility Water Laboratory of Irrigation Research Institute, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Zhaobao Commune of Wen County. Effects of the fertility water irrigation on wheat yield – investigation on utilization of fertility water in Beipinggao Production Team[J]. Journal of Irrigation and Drainage, 1977, (1): 44–48

[17] 彭琳, 彭祥林. 地下肥水的增产效果和合理利用[J]. 土壤肥料, 1980, (6): 35
PENG L, PENG X L. Utilization of underground fertility water on increasing yield[J]. Soil and Fertilizer Sciences in China, 1980, (6): 35

[18] 田后谋. 肥水水质的评价指标[J]. 地下水, 1986, (4): 8–10
TIAN H M. Evaluation index on the quality of fertility water[J]. Ground Water, 1986, (4): 8–10

[19] 张维理, 田哲旭, 张宁, 等. 我国北方农用氮肥造成地下水硝酸盐污染的调查[J]. 植物营养与肥料学报, 1995, 1(2): 80–87
ZHANG W L, TIAN Z X, ZHANG N, et al. Investigation of nitrate pollution in ground water due to nitrogen fertilization in agriculture in north China[J]. Plant Nutrition and Fertilizer Sciences, 1995, 1(2): 80–87

[20] ZHANG W L, TIAN Z X, ZHANG N, et al. Nitrate pollution of groundwater in northern China[J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 1996, 59(3): 223–231

[21] 刘宏斌, 雷宝坤, 张云贵, 等. 北京市顺义区地下水硝态氮污染的现状与评价[J]. 植物营养与肥料学报, 2001, 7(4): 385–390
LIU H B, LEI B K, ZHANG Y G, et al. Investigation and evaluation on nitrate pollution in groundwater of Shunyi District[J]. Plant Nutrition and Fertilizer Science, 2001, 7(4): 385–390

[22] 刘宏斌, 李志宏, 张云贵, 等. 北京平原农区地下水硝态氮污染状况及其影响因素研究[J]. 土壤学报, 2006, 43(3): 405–413
LIU H B, LI Z H, ZHANG Y G, et al. Nitrate contamination of groundwater and its affecting factors in rural areas of Beijing

Plain[J]. Acta Pedologica Sinica, 2006, 43(3): 405–413

[23] 赵同科, 张成军, 杜连凤, 等. 环渤海七省(市)地下水硝酸盐含量调查[J]. 农业环境科学学报, 2007, 26(2): 779–783
ZHAO T K, ZHANG C J, DU L F, et al. Investigation on nitrate concentration in groundwater in seven provinces (city) surrounding the Bo-Hai Sea[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2007, 26(2): 779–783

[24] 茹淑华, 张国印, 孙世友, 等. 河北省地下水硝酸盐污染总体状况及时空变异规律[J]. 农业资源与环境学报, 2013, 30(5): 48–52
RU S H, ZHANG G Y, SUN S Y, et al. Status of the contamination and spatial-temporal variations of nitrate in groundwater of Hebei Province, China[J]. Journal of Agricultural Resources and Environment, 2013, 30(5): 48–52

[25] 郭战玲, 沈阿林, 寇长林, 等. 河南省地下水硝态氮污染调查与监测[J]. 农业环境与发展, 2008, 25(5): 125–128
GUO Z L, SHEN A L, KOU C L, et al. Investigation and monitoring on nitrate pollution in groundwater of Henan Province[J]. Agro-Environment and Development, 2008, 25(5): 125–128

[26] 高新昊, 江丽华, 刘兆辉, 等. 山东省农村地区地下水硝酸盐污染现状调查与评价[J]. 中国农业气象, 2011, 32(1): 89–93
GAO X H, JIANG L H, LIU Z H, et al. Investigation and evaluation on nitrate contamination status of groundwater in rural areas of Shandong Province[J]. Chinese Journal of Agrometeorology, 2011, 32(1): 89–93

[27] 李文娟, 赵同科, 张成军, 等. 北京市集约化农区地下水硝酸盐含量变化分析[J]. 农业环境科学学报, 2013, 32(7): 1445–1450
LI W J, ZHAO T K, ZHANG C J, et al. Nitrate contamination of groundwater under intensive agricultural regions of Beijing[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2013, 32(7): 1445–1450

[28] CHEN J Y, TANG C Y, SAKURA Y, et al. Nitrate pollution from agriculture in different hydrogeological zones of the regional groundwater flow system in the North China Plain[J]. Hydrogeology Journal, 2005, 13(3): 481–492

[29] 李立娜. 吉林玉米带典型区域地下水硝态氮污染状况调查分析[D]. 长春: 吉林农业大学, 2006
LI L N. Jilin corn belt typical regions groundwater nitrate-nitrogen pollution condition diagnosis[D]. Changchun: Jilin Agricultural University, 2006

[30] YANG R, LIU W J. Nitrate contamination of groundwater in an agroecosystem in Zhangye Oasis, Northwest China[J]. Environmental Earth Sciences, 2010, 61(1): 123–129

[31] 李晓欣, 胡春胜, 雷雨平, 等. 应用Geoprobe对河北栾城土壤硝态氮含量进行计算[J]. 土壤通报, 2006, 37(5): 906–908
LI X X, HU C S, LEI Y P, et al. Calculation for the accumulation of nitratenitrogen in a Luancheng soil by Geoprobe[J]. Chinese Journal of Soil Science, 2006, 37(5): 906–908

[32] YUAN H J, QIN S P, DONG W X, et al. Denitrification rate and controlling factors for accumulated nitrate in the deep subsoil of intensive farmlands: A case study in the North China Plain[J]. Pedosphere, 2019, 29(4): 516–526

[33] WANG S Q, WEI S C, LIANG H Y, et al. Nitrogen stock and leaching rates in a thick vadose zone below areas of long-term nitrogen fertilizer application in the North China Plain: A future groundwater quality threat[J]. Journal of Hydrology, 2019, 576: 28–40

[34] ASCOTT M J, GOODDY D C, WANG L, et al. Global patterns of nitrate storage in the vadose zone[J]. Nature Communications, 2017, 8: 1416

[35] WICK K, HEUMESSER C, SCHMID E. Groundwater nitrate contamination: Factors and indicators[J]. Journal of Environmental Management, 2012, 111: 178–186

[36] CHEN J, WU H, QIAN H. Groundwater nitrate contamination and associated health risk for the rural communities in an agricultural area of Ningxia, Northwest China[J]. Exposure and Health, 2016, 8(3): 349–359

[37] KIRCHMANN H, JOHNSTON A E J, BERGSTRÖM L F. Possibilities for reducing nitrate leaching from agricultural land[J]. A Journal of the Human Environment, 2002, 31(5): 404–408

[38] MAEDA M, ZHAO B Z, OZAKI Y, et al. Nitrate leaching in an Andisol treated with different types of fertilizers[J]. Environmental Pollution, 2003, 121(3): 477–487

[39] 国务院. 国务院关于印发水污染防治行动计划的通知[EB/OL]. (2015-04-16). http://www.gov.cn/zhengce/content/2015-04/16/content_9613.htm
The State Council. "Ten-Point Water Plan"[EB/OL]. (2015-04-16). http://www.gov.cn/zhengce/content/2015-04/16/content_9613.htm

[40] DONG Q, DANG T H, GUO S L, et al. Effects of mulching measures on soil moisture and N leaching potential in a spring maize planting system in the southern Loess Plateau[J]. Agricultural Water Management, 2019, 213: 803–808

[41] ZHENG W B, WANG S Q, SPRENGER M, et al. Response of soil water movement and groundwater recharge to extreme precipitation in a headwater catchment in the North China Plain[J]. Journal of Hydrology, 2019, 576: 466–477

[42] LI F, MIAO Y, ZHANG F, et al. In-season optical sensing improves nitrogen-use efficiency for winter wheat[J]. Soil Science Society of America Journal, 2009, 73(5): 1566–1574

[43] JU X T, LIU X J, ZHANG F S, et al. Nitrogen fertilization, soil nitrate accumulation, and policy recommendations in several agricultural regions of China[J]. Ambio: A Journal of the Human Environment, 2004, 33(6): 300–305

[44] CHADWICK D, JIA W, TONG Y A, et al. Improving manure nutrient management towards sustainable agricultural intensification in China[J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2015, 209: 34–46

[45] JU X T, XING G X, CHEN X P, et al. Reducing environmental risk by improving N management in intensive Chinese agricultural systems[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2009, 106(9): 3041–3046

[46] MATHIEU O, LEVEQUE J, HÉNAULT C, et al. Emissions and spatial variability of N_2O, N_2 and nitrous oxide mole fraction at the field scale, revealed with ^{15}N isotopic techniques[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2006, 38(5): 941–951

[47] CHEN S M, WANG F H, ZHANG Y M, et al. Organic carbon availability limiting microbial denitrification in the deep vadose zone[J]. Environmental Microbiology, 2018, 20(3): 980–992

[48] QIN S P, HU C S, CLOUGH T J, et al. Irrigation of DOC-rich liquid promotes potential denitrification rate and decreases $N_2O/(N_2O+N_2)$ product ratio in a 0–2 m soil profile[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2017, 106: 1–8