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

中国北方主要农区农田氮磷淋溶特征与时空规律

王洪媛，李俊改，樊秉乾，骆晓声，彭畅，翟丽梅，李虎，马林，刘宏斌

引用本文:
王洪媛, 李俊改, 樊秉乾, 等. 中国北方主要农区农田氮磷淋溶特征与时空规律[J]. 中国生态农业学报(中英文), 2021, 29(1): 11–18.

在线阅读 View online: https://doi.org/10.13930/j.cnki.cjea.200572

(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

施氮量对潮土区冬小麦–夏玉米轮作农田氮磷淋溶的影响

Effects of nitrogen application on nitrogen and phosphorus leaching in fluvo–aquic soil on a winter wheat–summer maize rotation farmland

中国生态农业学报(中英文). 2021, 29(1): 29–37 https://doi.org/10.13930/j.cnki.cjea.200548

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

降雨对吉林省黑土区雨养春玉米农田氮磷淋溶的影响

Effects of rainfall on nitrogen and phosphorus leaching in rainfed spring maize black soil farmland in Jilin Province, China

中国生态农业学报(中英文). 2021, 29(1): 19–28 https://doi.org/10.13930/j.cnki.cjea.200571

褐土区农田土壤氮磷淋溶特征及其管理措施

Effects of field management practices on nitrogen and phosphate leaching in the cinnamon soil area of China

中国生态农业学报(中英文). 2021, 29(1): 163–175 https://doi.org/10.13930/j.cnki.cjea.200576

褐土区氮磷在土壤发生层中淋溶的差异性

Nitrogen and phosphorus leaching differs among cinnamon soil layers

中国生态农业学报(中英文). 2021, 29(1): 197–207 https://doi.org/10.13930/j.cnki.cjea.200585

中国生态农业学报(中英文) 2021 年 1 月 第 29 卷 第 1 期
Chinese Journal of Eco-Agriculture, Jan. 2021, 29(1): 11−18

DOI: 10.13930/j.cnki.cjea.200572

王洪媛, 李俊改, 樊秉乾, 骆晓声, 彭畅, 翟丽梅, 李虎, 马林, 刘宏斌. 中国北方主要农区农田氮磷淋溶特征与时空规律[J]. 中国生态农业学报(中英文), 2021, 29(1): 11−18

WANG H Y, LI J G, FAN B Q, LUO X S, PENG C, ZHAI L M, LI H, MA L, LIU H B. Nitrogen and phosphorus leaching characteristics and temporal and spatial distribution patterns in northern China farmlands[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2021, 29(1): 11−18

中国北方主要农区农田氮磷淋溶特征与时空规律*

王洪媛[1], 李俊改[1], 樊秉乾[1], 骆晓声[2], 彭 畅[3], 翟丽梅[1], 李 虎[1], 马 林[4], 刘宏斌[1**]

(1. 中国农业科学院农业资源与农业区划研究所/农业农村部面源污染控制重点实验室 北京 100081; 2. 河南省农业科学院植物营养与资源环境研究所 郑州 450002; 3. 吉林省农业科学院 长春 130033; 4. 中国科学院遗传与发育生物学研究所农业资源研究中心 石家庄 050022)

摘 要: 中国北方黑土区、潮土区和褐土区是我国农业主产区, 大水大肥问题尤为突出, 氮磷淋溶是全国典型的地下水污染来源。然而, 中国北方主要农区农田氮磷淋溶特征和时空规律尚不清楚。本文利用田间原位监测和文献荟萃分析方法, 系统分析了中国北方主要农区 285 个监测点年的 4 种主要种植模式(春玉米、冬小麦-夏玉米、露地蔬菜、保护地蔬菜)农田氮磷淋溶特征与时空规律。研究结果表明, 中国北方 4 个主要种植模式的平均氮和磷淋溶强度分别为: 保护地蔬菜 117.5 kg(N)·hm^{-2} 和 0.74 kg(P)·hm^{-2}, 露地蔬菜 51.7 kg(N)·hm^{-2} 和 0.10 kg(P)·hm^{-2}, 冬小麦-夏玉米轮作 49.9 kg(N)·hm^{-2} 和 0.07 kg(P)·hm^{-2}, 春玉米 30.7 kg(N)·hm^{-2} 和 0.09 kg(N)·hm^{-2}。与粮田相比, 蔬菜田的高水肥投入决定了其较高的氮磷淋溶量。受土壤质地以及区域间水肥管理差异的影响, 同一种植模式下, 总氮淋溶强度为黑土区<褐土区<潮土区。农田氮磷淋溶年际间变化主要受降雨强度的影响, 总氮淋溶量与降雨强度呈正线性相关关系, 尤其前一年无淋溶事件发生背景下, 下一年的淋溶量会急剧增加。空间尺度上, 潮土区和褐土区是氮素淋溶的主要风险区。值得注意的是一些蔬菜种植面积尤其是保护地蔬菜种植面积占比较大的省份表现出较高的氮磷淋溶风险。综上, 北方主要农区农田氮磷淋溶风险以氮为主, 磷的淋溶风险也不容忽视。潮土区和褐土区是氮素淋溶的主要风险区。区域尺度上, 氮磷淋溶主要来自粮田, 但菜田面积越大, 氮磷淋溶风险越高。

关键词: 中国北方; 农田; 氮磷淋溶; 种植模式; 土壤类型

中图分类号: S19 开放科学码(资源服务)标识码(OSID):

Nitrogen and phosphorus leaching characteristics and temporal and spatial distribution patterns in northern China farmlands*

WANG Hongyuan[1], LI Jungai[1], FAN Bingqian[1], LUO Xiaosheng[2], PENG Chang[3], ZHAI Limei[1], LI Hu[1], MA Lin[4], LIU Hongbin[1**]

(1. Institute of Agricultural Resources and Regional Planning, Chinese Academy of Agricultural Sciences / Key Laboratory of Non-point Source Pollution Control, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Beijing 100081, China; 2. Institute of Plant Nutrition, Resources and Environmental Sciences, Henan Academy of Agricultural Sciences, Zhengzhou 450002, China; 3. Jilin Academy of Agricultural Sciences, Changchun 130033, China; 4. Center for Agricultural Resources Research, Institute of Genetics and

* 国家重点研发计划项目(2016YFD0800101)和国家自然科学基金项目(31972519)资助
** 通信作者: 刘宏斌, 主要研究方向为农业面源污染控制。E-mail: liuhongbin@caas.cn
王洪媛, 主要研究方向为农业面源污染控制。E-mail: wanghongyuan@caas.cn
收稿日期: 2020-07-14 接受日期: 2020-09-04
* This study was supported by the National Key Research and Development Program of China (2016YFD0800101) and the National Natural Science Foundation of China (31972519).
** Corresponding author, E-mail: liuhongbin@caas.cn
Received Jul. 14, 2020; accepted Sep. 4, 2020

Developmental Biology, Chinese Academy of Sciences, Shijiazhuang 050022, China)

Abstract: The main agricultural production areas in northern China are the black soil area, fluvo-aquic soil area, and cinnamon soil area. In the areas, N and P leaching is a common cause of groundwater pollution, but the leaching characteristics and distribution patterns (temporal and spatial) are unclear. The in situ monitoring of field leakage ponds and literature data analysis were used to analyze N and P leaching characteristics at 285 monitoring sites using the four main planting patterns (spring maize, winter wheat-summer maize rotation, open-field vegetables, and greenhouse vegetables). The results showed that the average N and P leaching rates were 30.7 kg(N)·hm^{-2} and 0.09 kg(P)·hm^{-2} for spring maize, 49.9 kg(N)·hm^{-2} and 0.07 kg(P)·hm^{-2} for winter wheat-summer maize rotation, 51.7 kg(N)·hm^{-2} and 0.10 kg(P)·hm^{-2} for open-field vegetables, and 117.5 kg(N)·hm^{-2} and 0.74 kg(P)·hm^{-2} for greenhouse vegetables. Fertilizer application and irrigation, often determined by the planting pattern, were positively correlated with N leaching. Therefore, high fertilizer and water amounts used in vegetable fields resulted in more N and P leaching than observed in grain fields. In fields using the same planting pattern, the fluvo-aquic soil area had the greatest total N loss intensity, followed by the cinnamon soil area; the black soil area had the least intensity. Different soil textures resulted in different leached N amounts when the same fertilization and irrigation practices were used. Fields using the same planting pattern also had different leaching amounts because of regional differences in fertilization and irrigation practices. Annual N and P leaching was mainly affected by rainfall intensity, and total N leaching was positively correlated with rainfall intensity. If no leaching events occurred in the previous year, a sharp increase in leaching was observed in the following year. Spatially, the cinnamon and fluvo-aquic soil areas were the primary N leaching risk areas, especially, some provinces with large vegetable planting areas (particularly those with large greenhouse areas) showed high N and P leaching risks. Northern Chinese agricultural areas are primarily at risk for N leaching, but also P leaching; cinnamon and fluvo-aquic soils are the highest risk areas. Regionally, N and P leach mainly from grain fields, but as vegetable field size increases, so does the risk of N and P leaching.

Keywords: Northern China; Farmland; Nitrogen and phosphorus leaching; Planting pattern; Soil type

中国是世界水资源紧缺的国家之一，20%的水资源供应来自于地下水[1-2]。自 20 世纪 80 年代以来，为了保障我国粮食安全和提高农作物单产，过量施用化肥和大水漫灌等问题突出，由此引起的面源污染，尤其是农田氮磷淋溶损失污染问题在农区日益严重，严重威胁着居民的生活水平和人身健康。2016 年水利部《地下水动态月报》报道，北京、河北、陕西、东北等 18 个行政区 2103 眼水井监测结果表明：80%以上监测位点的地下水污染严重，“三氮”(氨氮、亚硝态氮和硝态氮)污染最为严重。2018 年发布的《中国生态环境状况公报》指出：全国 2833 处浅层地下水监测井水质总体较差，Ⅰ−Ⅲ类水质监测井占 23.9%，Ⅳ类占 29.2%，Ⅴ类占 46.9%。地下水质的恶化正在加剧我国水资源的短缺[3]。

由农田点源污染控制向区域农田氮磷淋溶风险控制分区转变及其与相关氮磷消减政策法案的结合治理是国际上农田氮磷淋溶污染控制的发展趋势。欧盟制定硝酸盐法案(Nitrate Directive)和水法案(Water Framework Directive)，规范农田肥料与灌溉水的施用量和方式，提高了氮磷的利用效率，并减少氮磷淋溶[4-5]，还通过划分硝酸盐脆弱敏感区，重点防控[6]。中国地下水中超过 50%的氮来自农田氮素淋溶[7]，集约化农田土壤中磷的快速累积正在不断增大磷素淋溶风险[8]。中国北方农业主产区(潮土区、褐土区、黑土区)大水大肥问题突出，是农田氮磷淋溶和地下水污染的高发区和易发区[9]，深层地下水污染程度也在逐年加剧[10]。

多年来，众多科研工作者针对中国北方氮磷淋溶问题，围绕高产农田不同管理措施对作物氮素吸收利用率的影响，土壤氮磷淋溶以及地下硝酸盐污染情况开展了大量工作，但是中国北方主要农区农田的氮磷淋溶空间规律研究十分缺乏。因此，本文研究了中国北方主要农区农田氮磷淋溶特征与时空规律，为明确中国面源污染防控的重点区域和重点种植模式提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 数据来源

依托全国农业面源污染国控监测网中北方淋溶监测点(2014—2018 年)和增设监测点(2017—2019 年)，进行了北方农区主要土壤类型(潮土、褐土和黑土)以及典型种植模式(保护地蔬菜、露地蔬菜、春玉米、冬小麦-夏玉米轮作)下的根区(90 cm 以下)氮磷淋溶监测。同时，采用荟萃分析方法，设定英文关键词：“N leaching” or “nitrogen leaching” or “nitrate leaching” and “field” or “agriculture” or “cropland”和中文关键词：“农田氮淋溶”或“农田硝态氮淋溶”或“农田氮素淋溶”，在 Web of Science 英文数据库和中

国知网(CNKI)中文数据库进行检索, 查找了中国 20 年来(2000—2019 年)已开展的田间试验结果, 并进行了一系列计算, 系统分析了中国北方主要农区农田氮磷淋溶特征与时空规律。

1.2　监测方法

淋溶监测点采用渗滤池技术和田间渗滤池原位监测技术进行氮磷淋溶监测[11]。渗滤池技术由 4 个基本部分组成: 四周密闭而底部具有排水通道的容器或框体、垫有滤板或滤层的原状土柱或回填土柱、渗滤水采集系统、地下监测室。地下监测室建设在两组框体(水泥池)中间, 是收集渗滤水和开展监测工作的场地, 室壁上设置取水管道和自动监测设施, 取水管连接集水罐。建设渗滤池的方法为: 土壤按层次分别挖出、分别混匀后再分层次分别回填, 所建设的渗滤池表面积一般大于 2 m^2, 土体深度大于 1 m, 四周以钢筋混凝土固定, 底部设置为锥形漏斗型, 将 60 目的双层尼龙网铺设在池底管口, 自下而上按顺序分别铺直径 4 cm 左右石砾 10 cm、直径 2 cm 左右砂砾 5 cm、1 张 60 目的尼龙网和 5 cm 厚细沙, 最后按层次将已混合均匀的土壤回填到池中, 回填土壤时每回填 5 cm, 撒水使土壤湿润, 再将土壤踩压紧实, 保证四周池壁高出土体表层 20 cm 左右。

由于渗滤池建设时工程量大、施工难度高、耗时长、经济昂贵, 在地下水位浅、土壤松软的情况下, 建设渗滤池难度更大, 而且无论是原状土还是回填土, 都要经过较长时间的沉积才能用于研究, 因此大部分监测点采用田间渗滤池技术。渗滤池是在田间条件下用于收集特定面积、特定规格目标土体淋溶液的全套装置(图 1), 包括监测目标土体、淋溶液收集桶、采样装置及相关配件等。安装田间渗滤池之前, 选定安装区域挖掘 1 个长 150 cm×宽 80 cm×深 90 cm 四壁平齐的土壤剖面, 长边垂直于作物种植行向, 挖出的土壤按层次(0~20 cm、20~40 cm、40~60 cm、60~90 cm)堆放在周围标明土层编号的塑料薄膜上, 以便能分层回填, 挖掘过程中, 要保证土壤剖面四壁整齐而不塌方。再将土壤剖面底部修理成周围高出中心 3 cm 左右的倒梯形, 以便淋溶液向中部汇集, 然后在剖面正中心位置向下挖一个直径 40 cm、深 35 cm 的圆柱形小剖面, 以放置淋溶液收集桶, 集液桶上盖铺尼龙网, 集液桶安装好后, 铺设已定制好的集液膜, 使集液膜组成一个四周密闭、与土坑大小一致的框体, 底部开小口将抽

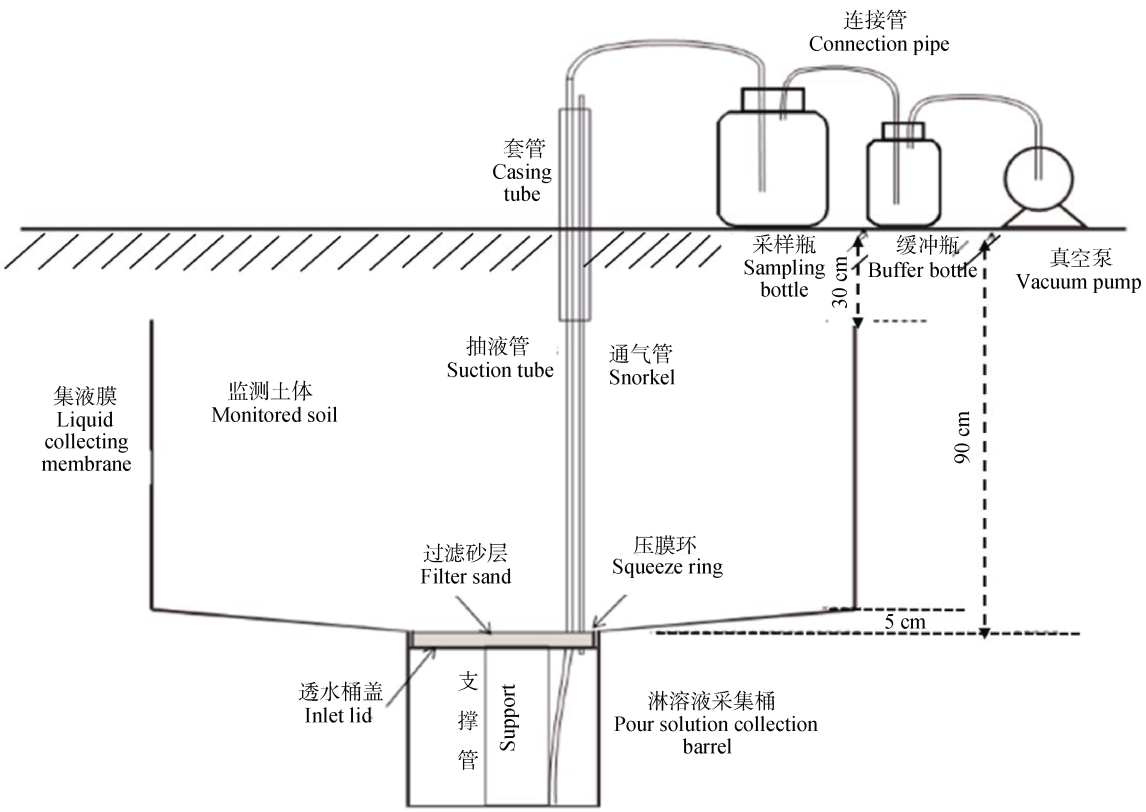

图 1　田间渗滤池(地下部分)及取水装置(地上部分)

Fig. 1　Field infiltration tank (underground part) and water intake device (above ground)

液管伸出，用压膜环将集液膜压在淋溶液采集桶盖上，剪去盖上集液膜，其上再铺石英砂与桶盖平齐。将挖出的土壤按逆序分层回填，边回填边压实，并保持集液膜与框体四壁之间紧密连接，回填过程中可少量多次灌水，使土层沉实，回填至距地表 30 cm 时，将集液膜沿回填土表面裁掉，再将通气管与抽液管穿过套管并垂直立于土表，最后回填最上层土壤。

1.3 数据处理

文中数据采用 Microsoft Excel 2016 软件和 Arcgis 10.2 软件处理并做图，显示的数据是每个处理 3 个重复的平均值。

2 结果与讨论

2.1 农田氮磷淋溶的影响因素

氮磷在土壤中的残留和累积是其淋溶的前提和物质基础，进入农田的水分运移是土壤中氮磷向不同方向迁移的驱动力，最终将其带出农田或根区从而导致氮磷淋溶。因此，凡是能够改变土壤氮磷累积和水分运移的因素都会影响氮磷淋溶的发生。影响农田土壤氮磷淋溶的因素众多，包括土壤类型、种植模式、施肥、灌溉、降雨等[12]。

农田固有的特点如土壤类型等影响氮素的本底流失。土壤类型不同导致土壤质地不同，而土壤质地决定了水分的渗透性，土壤质地越粗、孔隙越多，淋溶损失越严重；卵石和砂砾土中氮素的流失量较大，而黏质和粉砂质土壤质地细、孔隙较少、反硝化作用较强，因而淋溶量较小[13]。当然在一些细质土壤中，由于大孔隙的存在，会产生优先流，氮淋溶也很明显[14]。笔者研究表明，同一种植模式下，总氮和总磷淋溶强度为黑土区<褐土区<潮土区(图 2a、2b)。春玉米种植模式下，褐土区的总氮和总磷淋溶强度[35.9 kg(N)·hm^{-2} 和 0.11 kg(P)·hm^{-2}]是黑土区的 11.3 倍和 1.8 倍。露地蔬菜种植模式下，潮土区的总氮淋溶强度高达 81.9 kg(N)·hm^{-2}，而褐土区和黑土区的总氮淋溶强度仅为潮土区的 52.1%和 37.2%；潮土区露地蔬菜总磷的淋溶强度达 0.15 kg(P)·hm^{-2}，褐土区和黑土区的总磷淋溶强度仅为潮土区的 60.0%和 46.7%。保护地种植模式下，黑土区的总氮和总磷淋溶强度分别为 30.5 kg(N)·hm^{-2} 和 0.5 kg(P)·hm^{-2}，褐土区和潮土区的总氮淋溶强度分别是黑土区的 3.7 倍和 7.5 倍，褐土区和潮土区的总磷淋溶强度分别是黑土区的 1.3 倍和 2.1 倍。

施肥是氮磷淋溶的物质基础，而水分输入(降雨+灌溉)是氮磷淋溶的驱动力。氮肥施用量及种类等与氮淋溶密切相关，施氮量与氮淋溶量之间存在显著正相关关系[15]。氮磷化肥减量可显著降低农田氮磷淋溶量[16]。灌溉量和降雨量与总氮淋溶量均呈线性正相关关系[17-18]。黑土区春玉米的多点多年监测数据表明，降雨强度每增加 10 mm，产流量和总氮流失强度分别增加 1.8 mm 和 0.7 kg(N)·hm^{-2}，而总磷淋溶强度与降雨强度无明显相关性。通常情况下，氮淋溶主要发生在降雨或灌溉集中的季节，是氮淋溶发生的主要时期[19]。褐土区春玉米的长期监测结果表明，农田总氮淋溶量平均为 35.9 kg(N)·hm^{-2}，其中枯水年(降雨量约 130 mm)无淋溶事件发生，而丰水年(降雨量约 400 mm)的总氮淋溶量达 63.6 kg(N)·hm^{-2}，显著高于多年平均值。

种植模式决定了农田水肥管理措施，因此不同种植模式间的氮磷淋溶强度差异显著[20]。同一土区，粮田的总氮淋溶强度显著低于菜地(图 2a)。如黑土区，春玉米的总氮淋溶强度为 3.2 kg(N)·hm^{-2}，露地蔬菜和保护地蔬菜的总氮淋溶强度是其 9.5 倍和 14.3 倍；褐土区小麦-玉米轮作的总氮淋溶强度为 22.0 kg(N)·hm^{-2}，露地蔬菜和保护地蔬菜的总氮淋溶强度是其 1.9 倍和 7.8 倍。地下水样的调查研究也证实了这一结果，小麦-玉米轮作浅层地下水硝态氮平均含量为 18.0 mg·L^{-1}，保护地蔬菜浅层地下水样本硝态氮平均含量为 72.4 mg·L^{-1}[21]。对于总磷来说，也遵循同一土区粮田的总磷淋溶强度显著低于菜地的规律(图 2b)：黑土区，春玉米的总磷淋溶强度为 0.06 kg(P)·hm^{-2}，露地蔬菜和保护地蔬菜的总磷淋溶强度是其 1.2 倍和 8.3 倍；褐土区，小麦-玉米轮作的总磷淋溶强度为 0.07 kg(P)·hm^{-2}，露地蔬菜和保护地蔬菜的总磷淋溶强度是其 1.3 倍和 9.4 倍，导致这种现象产生的原因是菜地施用了大量的有机肥。值得注意的是，同一种植模式不同区域间亦存在水肥管理差异，进而导致淋溶量不同。例如，潮土区的山东保护地蔬菜监测点水肥投入量较高[年均灌溉量 2122 mm、施氮量 2508 kg(N)·hm^{-2}、施磷量 1041 kg(P)·hm^{-2}]，年均总氮和总磷淋溶强度分别达 344.8 kg(N)·hm^{-2} 和 0.34 kg(P)·hm^{-2}，而褐土区宁夏保护地蔬菜监测点的水肥投入相对较低[700 mm、2239 kg(N)·hm^{-2}、678 kg(P)·hm^{-2}]，年均总氮和总磷淋溶强度仅为山东监测点的 50%和 79%。

2.2 农田氮磷淋溶的年际变化特征

农田氮淋溶的年际变化主要受年降雨量以及前一年土壤中的氮累积量的影响。黑土区 12 年的春玉米田监测结果表明(图 3a)，监测第 2 年，由于降雨量

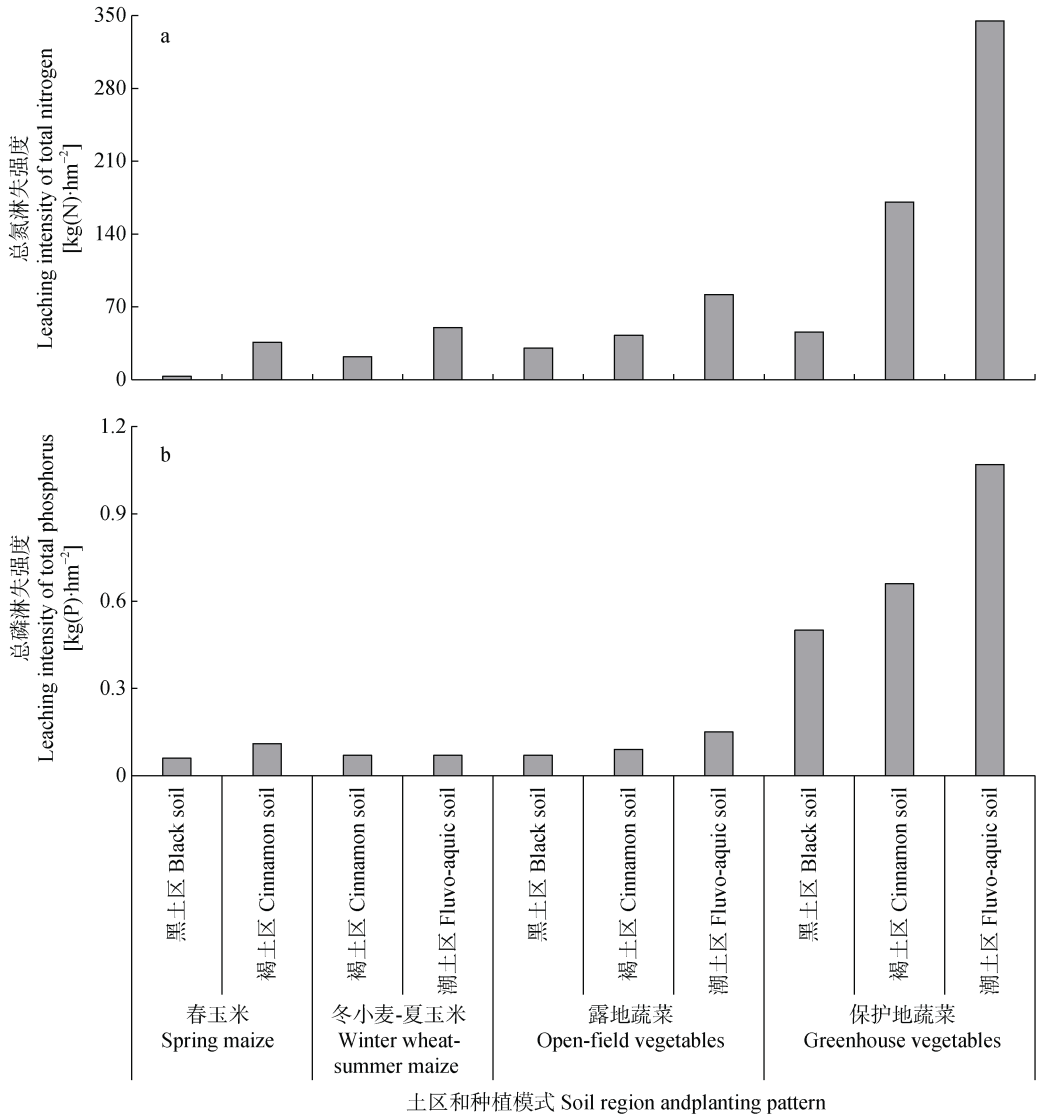

图 2　中国北方典型种植模式下不同土区的总氮(a)和总磷(b)淋溶强度

Fig. 2　Total nitrogen (a) and total phosphorus (b) leaching intensities under typical planting patterns in different soil regions in northern China

较低，氮淋溶强度为 0 kg(N)·hm^{-2}；监测第 3 年，降雨量达水分垂向迁移强度，氮淋溶强度达 12.9 kg(N)·hm^{-2}；而在接下来的第 4~7 年，每年都有淋溶事件发生，氮淋溶强度仅为 1.3~3.5 kg(N)·hm^{-2}。褐土区连续 6 年的保护地监测结果表明(图 3b)，由于每年的灌水量差异较小(590~846 mm，变异系数为 14.5%)，年际间总氮淋溶强度变化不大，为 135~204 kg(N)·hm^{-2}，变异系数仅为 14.0%。潮土区冬小麦-夏玉米轮作模式下，2017 年的总磷淋溶强度高于 2018 年，原因可能是 2017 年灌溉次数多，淹水漫灌有可能会短期内造成土壤厌氧或者兼性厌氧环境，微生物代谢大量无机酸类小分子，促进土壤中磷的溶解，并随淋溶水向下迁移。可见，总氮和总磷淋溶强度的年际间变化主要受降雨量、灌溉量和土壤氮磷累积量的影响，水分输入变异系数越大，总氮和总磷淋溶强度的年际变化越大。

笔者研究发现，短期的淋溶监测数据很难反映农田的整体氮淋溶状况，多年的持续监测才能对农田氮淋溶有一个正确的认识。施肥是农田氮磷淋溶的物质基础，节肥减排是降低氮淋溶的有效措施[18]，但北方地区农田土壤具有很强的氮累积效应[22]，化肥减施短期内对农田氮淋溶的影响不大，因此是一种长效机制。保护地蔬菜 6 年持续监测数据表明，氮肥减施 20%~30%，氮淋溶第 1 年没有显著变化，直到第 2 年甚至第 5 年氮淋溶量才显著降低，减排率为 5.6%~41.0%[18]。磷肥减施对总磷淋溶的影响年际间无明显差异，这可能是因为磷易被土壤中的黏土矿物、铁铝氧化物和碳酸盐吸附[23]，不易发生淋失，

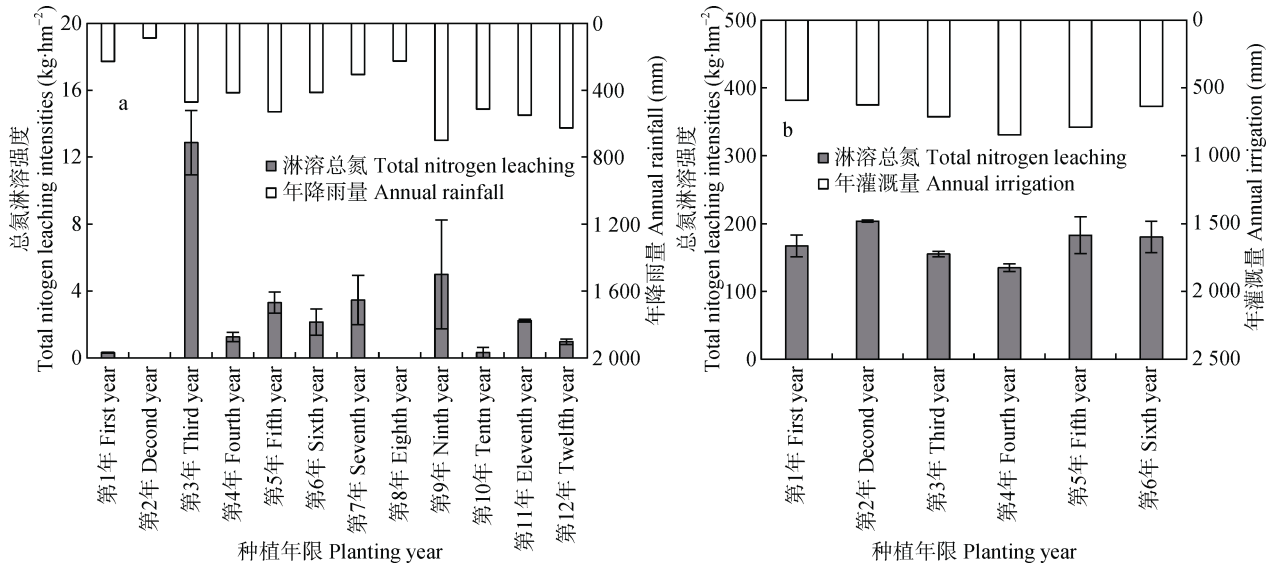

图 3 黑土区春玉米的总氮淋溶强度与降雨量(a)和灌溉量(b)的年际变化图

Fig. 3 Interannual variations of total nitrogen leaching intensity and rainfall (a) and irrigation (b) of spring maize in black soil region

故总磷淋溶强度较小。前人的研究[24]结果也发现，当土壤磷饱和度较低时，土壤磷流失并未随土壤磷累积而显著增加。但是，有研究[25]表明，当土壤磷饱和度超过磷流失阈值时，土壤颗粒态磷和水溶态磷的流失则会显著增加。

2.3 农田氮磷淋溶的空间特征

中国北方 285 个点年的监测结果表明，北方主要农区农田氮磷淋溶风险以氮为主，磷的淋溶风险相对较低。4 种主要种植模式的平均氮磷素淋溶强度分别为：保护地蔬菜 117.5 kg(N)·hm^{-2} 和 0.74 kg(P)·hm^{-2}，露地蔬菜 51.7 kg(N)·hm^{-2} 和 0.10 kg(P)·hm^{-2}，小麦-玉米轮作 49.9 kg(N)·hm^{-2} 和 0.07 kg(P)·hm^{-2}，春玉米 30.7 kg(N)·hm^{-2} 和 0.09 kg(P)·hm^{-2}。值得注意的是，农田土壤中磷素累积不断增加，其淋溶风险不容忽视[26]。

根据多年多点监测数据以及荟萃分析结果，确定了不同土壤类型和种植模式下的氮磷淋溶系数，并基于中国北方种植模式面积及施肥状况，明确了中国北方主要农区不同省份农田氮磷淋溶强度的变化规律(图 4)。潮土区和褐土区是氮淋溶的主要风险区。其主要原因有两点：一是土壤类型，同一种植模式下，潮土、褐土区的土壤质地粗，氮淋溶系数大，而黑土区土壤质地黏，反硝化作用较强，氮淋溶速度慢，氮淋溶系数最小；另一个原因就是种植模式的差异，不同模式间的水肥管理差异性非常大，以潮土区为例，农民传统管理模式下保护地蔬菜的年均灌溉量超过 500 mm、施氮量甚至达 2000 kg·hm^{-2} 以上，而同一区域小麦-玉米轮作下年均灌溉量不足 200 mm、施氮量在 500~700 kg·hm^{-2} 左右，保护地蔬菜的氮淋溶强度是小麦-玉米轮作模式的 3.1 倍。可见，蔬菜种植对氮素淋溶的贡献比非常高。以北京为例，该区域蔬菜地(包括露地蔬菜和保护地蔬菜)面积占总耕地面积不足 40%，但其对氮素淋溶的贡献超过了 70%。相比氮素淋溶，中国北方主要农区农田总磷淋溶强度较低，但一些蔬菜种植面积尤其是保护地蔬菜种植面积占比较大的省份(辽宁省、宁夏回族自治区等)表现出了较高的磷淋溶强度(图 4b)。蔬菜地高有机肥施用是磷淋溶的重要原因，其对磷淋溶的贡献比氮淋溶更大。以河北省为例，蔬菜地对全省氮淋溶的贡献为 47.4%，而对磷淋溶的贡献高达 53.5%；尤其辽宁省，蔬菜地面积占耕地面积不足 20%，对磷淋溶的贡献超过 80%。可见，虽然大田作物仍是农田氮磷淋溶的重要来源，但蔬菜种植带来的氮磷淋溶风险更大。

各省份之间的氮磷淋溶强度也有一定差异，以黑土区辽宁省和吉林省为例，辽宁省的平均氮和磷淋溶强度分别为 21.03 kg(N)·hm^{-2} 和 0.31 kg(P)·hm^{-2}，是吉林省平均氮和磷淋溶强度的 1.6 倍和 6.2 倍，造成此差异的原因主要是种植结构的不同，辽宁省的蔬菜地(保护地蔬菜和露地蔬菜)和春玉米种植面积分别占全省耕作面积的 19.9%和 80.1%，而吉林省的蔬菜地(保护地蔬菜和露地蔬菜)和春玉米种植面积分别占全省耕作面积的 5.5%和 94.5%。可见，由于蔬菜地施肥强度远高于粮田，因此在一定区域中，蔬菜地占比较大的区域其氮磷淋溶量则较高。

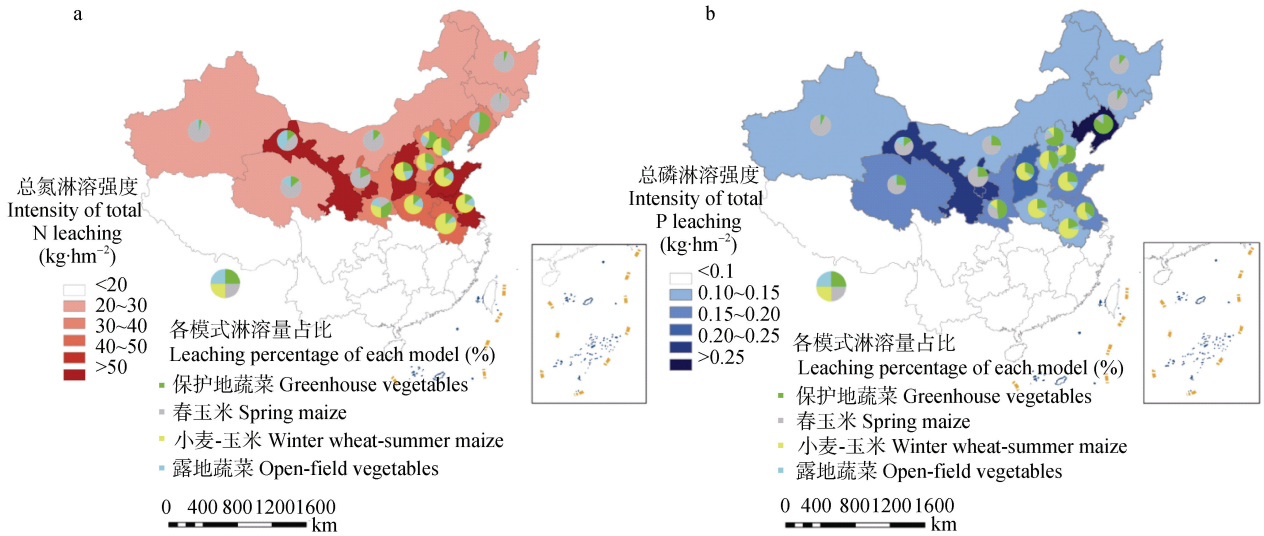

图 4　中国北方主要农区农田氮(a)磷(b)淋溶空间特征

Fig. 4　Spatial characteristics of farmland nitrogen (a) and phosphorus (b) leaching in main agricultural areas in northern China

3　结论

综上所述，农田氮磷淋溶与种植模式、土壤类型、施肥、降雨、灌溉等因素密切相关，种植模式往往决定了水肥管理措施，蔬菜种植带来的氮磷淋溶风险远高于大田作物。降雨是导致农田年际间淋溶强度变化的主导因素，表明农田氮磷淋溶风险评估需进行多点多年的连续监测。中国北方农田氮淋溶风险很高，但磷淋溶风险也不容忽视。从空间尺度上，相对黑土区，潮土区和褐土区是氮淋溶的主要风险区。区域尺度上，粮田仍是氮磷淋溶的主要来源，但蔬菜种植比例越大，氮磷淋溶风险越高。

参考文献　References

[1] QIU J. China to spend billions cleaning up groundwater[J]. Science, 2011, 334(6507): 745

[2] ZHENG C M, LIU J. China's "Love Canal" moment?[J]. Science, 2013, 340(6134): 810

[3] MA T, SUN S A, FU G T, et al. Pollution exacerbates China's water scarcity and its regional inequality[J]. Nature Communications, 2020, 11: 650

[4] VELTHOF G L, LESSCHEN J P, WEBB J, et al. The impact of the Nitrates Directive on nitrogen emissions from agriculture in the EU-27 during 2000–2008[J]. Science of the Total Environment, 2014, 468/469: 1225–1233

[5] OENEMA O, BLEEKER A, BRAATHEN N A, et al. Nitrogen in current European policies-chapter 4[M]//OENEMA O, BLEEKER A, BRAATHEN N A, et al. The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives. Cambridge: Cambridge University Press, 2011

[6] MOSTERT E. The European water framework directive and water management research[J]. Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C, 2003, 28(12/13): 523–527

[7] GAO S S, XU P, ZHOU F, et al. Quantifying nitrogen leaching response to fertilizer additions in China's cropland[J]. Environmental Pollution, 2016, 211: 241–251

[8] LOU H Z, YANG S T, ZHAO C S, et al. Phosphorus risk in an intensive agricultural area in a mid-high latitude region of China[J]. CATENA, 2015, 127: 46–55

[9] WANG M R, MA L, STROKAL M, et al. Hotspots for nitrogen and phosphorus losses from food production in China: A county-scale analysis[J]. Environmental Science & Technology, 2018, 52(10): 5782–5791

[10] 马洪斌，李晓欣，胡春胜. 中国地下水硝态氮污染现状研究[J]. 土壤通报, 2012, 43(6): 1532–1536
MA H B, LI X X, HU C S. Status of nitrate nitrogen contamination of groundwater in China[J]. Chinese Journal of Soil Science, 2012, 43(6): 1532–1536

[11] 刘宏斌，邹国元，范先鹏，等. 农田面源污染监测方法与实践[M]. 北京：科学出版社, 2015
LIU H B, ZOU G Y, FAN X P, et al. Establishment and Application of Monitoring Technology on Nonpoint Pollution from Arableland[M]. Beijing: Science Press, 2015

[12] KAKUTURU S, CHOPRA M, HARDIN M, et al. Total nitrogen losses from fertilized turfs on simulated highway slopes in Florida[J]. Journal of Environmental Engineering, 2013, 139(6): 829–837

[13] WITHEETRIRONG Y, TRIPATHI N K, TIPDECHO T, et al. Estimation of the effect of soil texture on nitrate-nitrogen content in groundwater using optical remote sensing[J]. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2011, 8(8): 3416–3436

[14] MANTOVI P, FUMAGALLI L, BERETTA G P, et al. Nitrate leaching through the unsaturated zone following pig slurry applications[J]. Journal of Hydrology, 2006, 316(1/4): 195–212

[15] YANG X L, LU Y L, DING Y, et al. Optimising nitrogen fertilisation: A key to improving nitrogen-use efficiency and minimising nitrate leaching losses in an intensive wheat/maize rotation (2008–2014)[J]. Field Crops Research,

2017, 206: 1–10

[16] 骆晓声, 寇长林, 王红建, 等. 氮磷肥减施对露地蔬菜农田氮磷淋溶及蔬菜产量的影响[J]. 土壤通报, 2020, 51(2): 436–441
LUO X S, KOU C L, WANG H J, et al. Effects of decreasing nitrogen and phosphorus fertilizers on nitrogen and phosphorus leaching and vegetable yield in field[J]. Chinese Journal of Soil Science, 2020, 51(2): 436–441

[17] LIU J, BI X Q, MA M T, et al. Precipitation and irrigation dominate soil water leaching in cropland in Northern China[J]. Agricultural Water Management, 2019, 211: 165–171

[18] LI J G, LIU H B, WANG H Y, et al. Managing irrigation and fertilization for the sustainable cultivation of greenhouse vegetables[J]. Agricultural Water Management, 2018, 210: 354–363

[19] 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

[20] KARCHER S C, VANBRIESEN J M, NIETCH C T. Alternative land-use method for spatially informed watershed management decision making using SWAT[J]. Journal of Environmental Engineering, 2013, 139(12): 1413–1423

[21] 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

[22] 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

[23] GÉRARD F. Clay minerals, iron/aluminum oxides, and their contribution to phosphate sorption in soils — A myth revisited[J]. Geoderma, 2016, 262: 213–226.

[24] WITHERS P J A, HODGKINSON R A, ROLLETT A, et al. Reducing soil phosphorus fertility brings potential long-term environmental gains: A UK analysis[J]. Environment. Research Letter, 2017, 12: 1–20

[25] YAN Z, LIU P, LI Y, et al. Phosphorus in China's intensive vegetable production systems: Overfertilization, soil enrichment, and environmental implications[J]. Journal of Environment Quality, 2013, 42: 982–989

[26] XI B, ZHAI L M, LIU J, et al. Long-term phosphorus accumulation and agronomic and environmental critical phosphorus levels in Haplic Luvisol soil, northern China[J]. Journal of Integrative Agriculture, 2016, 15(1): 200–208