DOI 10.15302/J-SSCAE-2022.05.007

流域水土环境污染跨介质治理策略

夏星辉[1,2]，裴元生[1,2]，郑少奎[1,2]，刘瑞民[1,2]，文武[1,2]，王功芹[1,2]，杨志峰[1,2]

（1. 北京师范大学环境学院，北京 100875；2. 水沙科学教育部重点实验室，北京 100875）

摘要：污染物在流域水土环境中存在复杂的源汇关系，在水土环境中的转化作用主要受控于各种水–土界面过程，为此，水土环境污染治理需将水土环境作为一个整体，通过跨介质归因识别找到真正的污染源，然后进行跨介质治理。本文首先分析了污染物在流域水土环境中的跨水–土介质迁移过程以及主要影响因素，在此基础上提出了流域水土环境跨介质调控原理及关键过程，主要包括流域水土环境污染跨介质归因识别和流域水土环境污染跨介质治理。同时，重点阐述了污染物在河道外的土壤–水界面、坡面–河道界面，河道内的水–沉积物界面（包括河床潜流带和侧向岸边潜流带的水–固界面）和水–悬浮颗粒物界面过程在跨介质去除中的重要作用，并采用实际案例阐述了流域非点源污染物的跨介质控制、河流含氮化合物的跨介质去除以及湖泊氮磷的跨介质去除方法等。研究结果可为流域水土环境污染防治提供科学依据。

关键词：流域；水土污染防治；水土环境；水–沉积物界面；水环境质量；跨介质治理

中图分类号：X52；X53　　**文献标识码：**A

Cross-Medium Control of Water and Soil Environmental Pollution in Watershed

Xia Xinghui[1,2], Pei Yuansheng[1,2], Zheng Shaokui[1,2], Liu Ruimin[1,2], Wen Wu[1,2], Wang Gongqin[1,2], Yang Zhifeng[1,2]

(1. School of Environment, Beijing Normal University, Beijing 100875, China; 2. Key Laboratory of Water and Sediment Science of Ministry of Education, Beijing 100875, China)

Abstract: Pollutants have complex source-sink relationships in water and soil environments at a catchment scale, and the transformation of pollutants in water and soil environments is primarily controlled by various water-soil interface processes. Therefore, the control of water and soil environmental pollution should consider water and soil environments as a whole, identify the real pollution source through cross-medium attribution analysis, and then control the pollution with cross-medium treatment. We first analyze the cross-medium migration processes of pollutants and the major influencing factors. Then we propose the principle and key process of cross-medium regulation, namely, cross-medium attribution identification and cross-medium treatment of water and soil environmental pollution. Moreover, we expound the important role of the processes of the following interfaces in cross-medium removal of pollutants: soil-water and slope-channel interfaces outside river channels, as well as water-sediment interface (including water-solid interfaces in the riverbed and lateral shore hyporheic zones) and water-suspended particulate matter interface in river channels. Furthermore, cross-medium control of non-point source pollutants in watershed, cross-medium removal of nitrogen-containing

收稿日期：2022-06-15；**修回日期：**2022-08-10

通讯作者：夏星辉，北京师范大学环境学院教授，研究方向为流域水土环境；E-mail: xiaxh@bnu.edu.cn

资助项目：国家重点研发计划项目(2017YFA0605001)；中国工程院咨询项目“我国流域水污染防治战略的河长制建设研究”(2019-XZ-23)；国家自然科学基金项目(52039001)

本刊网址：www.engineering.org.cn/ch/journal/sscae

compounds from rivers, and cross-medium removal of nitrogen and phosphorus from lakes are illustrated with practical cases. The research results can provide a scientific basis for the control and treatment of water and soil pollution.
Keywords: watershed; water and soil pollution control; water and soil environment; water-sediment interface; water environment quality; cross-medium treatment

一、前言

水土资源是人类赖以生存的物质基础，是保障国家水安全和粮食安全的根本。我国水土资源时空分布不均，北方地区的人口、耕地面积和国内生产总值分别占全国的46%、60%和45%，但其水资源总量仅占全国的19%，其中大部分地区降水集中在夏秋汛期，约占全年降水量的60%~80%。我国水土环境污染形势依然严峻。首次全国土壤污染状况调查表明，耕地土壤点位超标率为19.4%；在调查的81块工业废弃地的775个土壤点位中，超标点位占34.9% [1]。自有统计以来，我国污水排放总量超过1.3×10^{12} m^3，约占我国水资源总量的50% [2]，由此导致一系列生态环境问题，造成生态环境风险和人体健康风险。因此，水土环境污染控制和治理仍是当前亟需解决的重大环境问题。

已有研究表明，污染物在水土环境中存在复杂的源汇关系 [3~7]。水体中的污染物可能主要来自土壤，同时水体中的污染物也可能进入土壤。因此，我们不能将水环境和土壤环境分割进行污染控制和治理，而是需要将流域水土环境作为一个整体进行研究，提出污染物跨水–土（包括其中的植物、动物和微生物）环境介质调控的原理、方法和技术，主要包括流域水土环境污染跨介质归因识别和跨介质治理的原理、方法和技术，从而实现流域水土环境污染的一体化综合治理。

流域水土环境中污染物跨水–土介质的调控治理实际上包括河道外的水–土、坡面–河道以及河道内的水–沉积物/悬浮颗粒物等两相间的跨介质调控治理。因此，本文将在分析流域水土环境中污染物的跨介质迁移过程的基础上，重点阐述污染物的各种水–土界面过程在污染物跨介质去除中的重要作用。最后，采用实际案例，阐述流域非点源污染物的跨介质控制、河流含氮化合物的跨介质去除以及湖泊氮磷的跨介质去除方法等，从而为流域水土环境污染控制和治理提供科学依据。

二、污染物在流域水土环境中的跨介质迁移过程

污染物在水土气环境中存在复杂的源汇关系（见图1）。人类活动可以直接向大气、水或土壤中排放污染物，如各种化石燃料的燃烧可以直接向大气中排放多环芳烃，工厂产生的污水可能直接向河流或湖泊等水体排放，农业生产中所使用的化肥和农药可能直接进入土壤环境。同时，这些由不同来源进入环境中的污染物将在水–土–气多介质中发生迁移和转化，如大气中的多环芳烃可经过干湿沉降进入土壤和水环境，而且，土壤和水体中的多环芳烃也可以经挥发作用再次进入大气；采用受污染的河/湖水灌溉农田可以将污染物由水体转移至土壤中，反过来，农田土壤中的氮磷、农药等污染物可以经地表径流进入受纳水体。全国污染源第一次普查结果表明，仅农业非点源污染产生的总氮（TN）、总磷（TP）分别占排放总量的57.2%、67.4%，已超过工业污染 [8]。因此，我国河流中的氮磷约有50%来自农业非点源污染。经过水–土–气多介质间的迁移后，污染物在不同介质中的含量和赋存形态将直接影响其生物降解和转化过程以及在生物包括各种陆生和水生动植物体内的富集含量，进一步影响生态环境风险与人体健康风险。

挥发性较强的污染物（如多环芳烃等有机污染物）具有水–土–气三相迁移特征，挥发性较弱的污染物（如重金属、硝态氮和磷等）则主要在水土环境中进行迁移。本文所提到的污染物在流域水土环境中的跨介质迁移主要是指污染物在水–土（包括土中的生物）两相介质间的迁移。污染物在水–土介质间和各介质内的迁移除了受污染物本身理化性质的影响外，还受水土环境和水文条件的影响。由于水是污染物和泥沙传输的重要载体，因此，水文条件是影响水土环境中污染物迁移的重要因素。由降雨形成的地表径流能直接将污染物由河道外的土壤环境携带进入河道内的水环境，而且不同的降雨强度对污染物的冲刷作用存在显著差异。已有研究发现，由于气候变化导致的极端降雨会在短时间内

将土壤环境中的大量污染物冲刷进入水体，导致水体氮磷污染物浓度升高，在增温作用下，进一步引发水体藻华的爆发 [9]。另外，河流和湖泊的水动力条件将影响沉积物的再悬浮和沉积作用，进而影响污染物在水体内部迁移；河流的水动力条件还将影响污染物向下游和河口的输送作用。

三、流域水土环境污染的跨介质归因识别

污染物在流域水土环境中会发生迁移转化，而监测到的水土环境污染状况只是污染物在水土环境中发生迁移转化后的结果。要对水土环境污染情况进行治理，就必须对水土环境污染物进行溯源，从源头开始治理，通过跨介质归因识别找到真正的污染源。

河流中的氮污染除了来自生活污水和工业废水外，另一个主要的来源就是土壤，包括经土壤地表径流进入河流的合成化肥、畜禽粪便和土壤有机氮等 [10]。由于不同来源的氮具有不同的 $\delta^{15}N$、$\delta^{17}O$ 和 $\delta^{18}O$ 氮氧同位素特征值，目前一般采用同位素方法对河流氮污染进行来源解析。通过对黄河中下游的氮污染研究发现，河水中硝态氮主要来自生活污水的排放和氨氮 / 尿素类化肥的硝化作用产物，并且两者的贡献相当，这与黄河中下游城市密集和农业用地较多的土地利用情况相一致。除了陆地来源外，大气氮沉降也是河流氮不可忽视的来源，尤其是对于受人为活动影响小的区域，大气氮沉降所占的比例相对较大。例如，大气氮沉降仅占黄河中下游水体硝态氮来源的 0~7%，但平均能占黄河源区硝态氮来源的 9.5% [10,11]。

对于城市区域而言，污染物在水土环境间的迁移转化作用更为复杂。城市生活污水以及经过一定处理的工业废水、医院废水都会进入城市污水处理厂进行集中处理，所产生的尾水一部分作为再生水补给城市河湖水体，一部分作为城市绿化用水。因此，污水处理厂尾水中残留的污染物将直接影响城市河湖景观水体的水环境质量以及绿地的土壤环境质量。另外，城市土壤中的污染物又可经地表径流进入河湖景观水体以及饮用水源地。因此，对于城市水土环境污染的跨介质归因识别，不仅要解析水体中污染物有多少是来自城市地表径流（非点源），而且还要解析污染物有多少是来自医院废水和工业废水等点源排放。

已有研究发现，城市水土环境中的药物与个人护理品（PPCPs）含量较高 [12~14]。通过跨介质归因识别研究发现，由于常规城市污水处理工艺对 PPCPs 的去除能力较低，城市污水处理厂外排水中

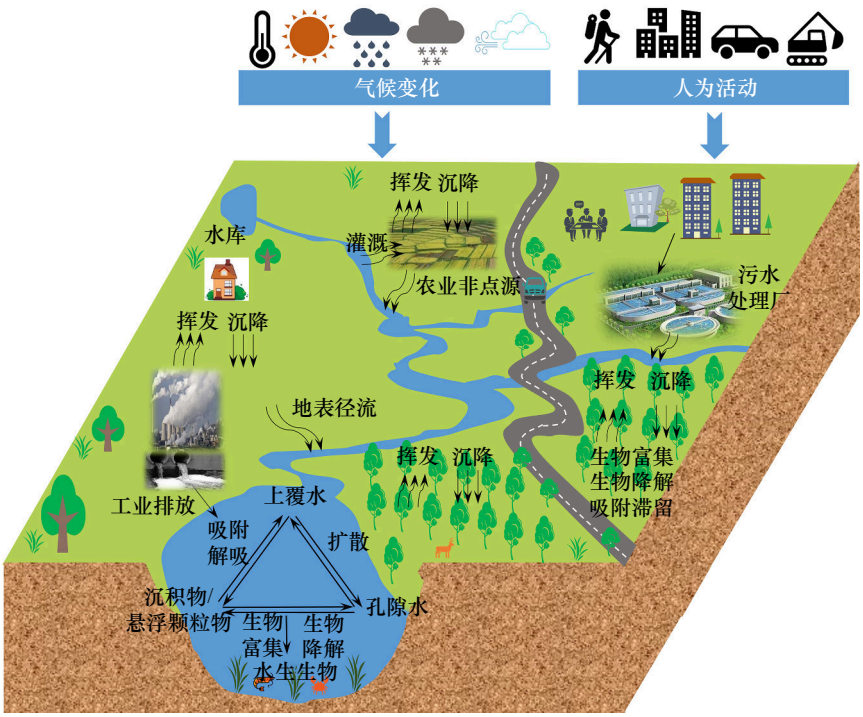

图 1　污染物在流域水土环境中的跨介质迁移过程

存在与进水浓度相当的PPCPs，污染了城市河湖水体以及土壤，并逐年积累形成了较高浓度PPCPs污染。进一步对污染溯源调查发现，北京市南北两个精神病医院外排水中的3类22种典型精神病药物浓度、四环素生产企业废水处理站外排水中的四环素浓度均远高于北京市3个最大的城市污水处理厂外排水中的PPCPs浓度 [15]。这些研究结果表明，医院、PPCPs生产企业外排水等PPCPs集中排放源是城市水土环境中PPCPs的主要来源，是控制城市水土环境PPCPs污染的关键节点。

四、流域水土环境污染的跨介质治理

（一）污染物水–土界面过程在跨介质治理中的作用

污染物在流域水土环境中的迁移转化主要受控于各种水–土界面过程。水–土界面包括河道外的土壤–水界面、坡面–河道界面（包括物质通过地表径流等汇入河道的路径）以及河道内的水–沉积物界面（包括河床潜流带和侧向岸边潜流带的水–固界面）和水–悬浮颗粒物界面（见图2）。土壤环境中的各种有机和无机污染物可以在土壤–水界面发生吸附、解吸、氧化还原、生物降解或生物转化等各种物理化学和生物反应，直接影响污染物的赋存形态和生物有效性，且不同赋存形态的污染物在地表径流作用下进入河道的难易程度存在差异。坡面–河道界面对污染物的吸附拦截作用和降解作用也能控制污染物的入河量。另外，进入河道内的污染物还可以在水–固（包括沉积物和悬浮颗粒物）界面发生生物降解作用和赋存形态转化作用。已有研究报道过含氮化合物和有毒有机污染物主要在水–固界面发生生物降解和矿化作用 [16~19]。上面所提及的河流水体的各种界面过程也同样适应于湖库水体。

我们需要在跨介质归因识别的基础上，通过人为调控或强化这些界面过程对水土环境污染进行治理。例如，对于河/湖水体的氮磷污染治理，首先需要控源。由于农田氮磷非点源是河湖氮磷的主要来源之一，因此，需要调控氮磷的土壤–水界面以及坡面–河道界面过程以减少氮磷从农田进入河道或湖泊，许多面源污染控制工程就是基于这些界面过程所建立。对于已经进入河道或湖泊的污染物，需要通过利用并强化水体中的各种界面过程来去除污染物或降低污染物的生物有效性。

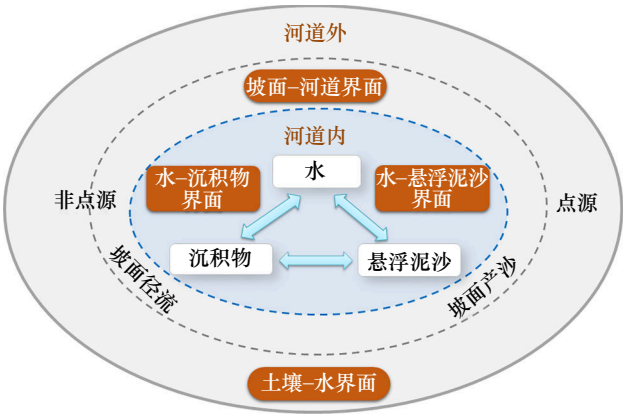

图2　流域水土界面示意图

（二）流域污染物的坡面–河道界面调控

减少污染物如氮磷、农药等从河道外进入河道内的措施，主要有源头控制、迁移途径阻截和末端治理，其中后两者主要是采取坡面–河道界面调控措施减少地表径流和拦截污染物，从而减少污染物的入河量。以三峡库区香溪河流域为研究区，基于前期SWAT模型模拟的结果，从源头控制、迁移途径阻截和末端治理三方面探讨了最佳管理措施对非点源污染的控制效果。研究结果表明，在源头控制过程中，当化肥使用量减少为常规施肥的50%时，非点源污染TN、TP产生量分别可以减少为常规施肥的72%、65%；对于坡度大于15°的耕地实施退耕还林，对于坡度小于15°的耕地实行耕作措施管理，都可以有效减少流域内非点源污染的产生量。其中，实行保护性耕作、等高种植可使径流量分别减少16%、9%，流域内TN产生量分别减少9%、8%，TP产生量分别减少7%、5% [20]。在迁移途径和末端治理中，植被过滤带是美国农业部自然资源保护署推荐的用于非点源污染物过程阻断最为有效的一种新型生态工程措施 [21]。植被过滤带通过减缓坡面漫流流速致使土壤颗粒沉降，进而去除污染物，同时也可以增加区域的下渗、减少地表径流和非颗粒污染物 [22]。但不同研究区域受地形气候等因素影响，缓冲带构建方式以及截污能力具有一定差异。与南方植被缓冲带相比，北方植被缓冲带对氮磷的拦截作用更加明显 [23]。田间河道植草也是一种有效的工程管理措施。研究发现，在三峡库区香溪河流域田间实施植草河道措施之后，对河道出口的TN和TP负荷可以分别削减16.7%和34%。因此，从控制效果来看，植草河道能够很好地控制

农业非点源污染，尤其是对 TP 污染控制效果更加明显 [24]。

（三）河流含氮化合物的跨介质去除

河流是连接陆地和其他水体的重要通道，从陆地汇入河流中的氮磷及其他污染物能随水流输送到湖泊、水库和海洋。其中，已经进入河道的有机污染物如农药等能通过降解作用去除，含氮化合物主要通过脱氮作用去除。河流脱氮作用的潜力与含氮化合物的存在形态以及水环境条件相关，而且脱氮作用主要发生在河床潜流带和侧向岸边潜流带以及悬浮颗粒物 – 水界面 [25~27]，水相中的脱氮作用很弱。虽然河流中含氮化合物主要存在于水相，但可以将水相中的含氮化合物跨介质转移至潜流带沉积相或侧向岸边潜流带进行去除。

对于低氧高氨氮河流，可以利用河岸带构建滨河带状湿地，利用河流侧向潜流交换进而实现原位自养脱氮。在构建的介质筛带状湿地系统内层设置吸附氨氮的沸石层，在低溶解氧（0.87~1.60 mg/L）条件下，厌氧氨氧化细菌在沸石层上发生富集作用，氨氮通过厌氧氨氧化作用等自养生物脱氮得以去除。在这种强化的脱氮作用驱动下，氨氮和总氮的去除效率分别达到 41.6 $mg·m^{-3}·d^{-1}$ 和 63.2 $mg·m^{-3}·d^{-1}$（见图 3），该方法是将水相中的氨氮转移至岸边带沸石层中进行脱氮，实现氨氮的跨介质去除 [28,29]。

对于低碳高硝氮河流，可以利用自然冲积形成的河湾，构建河湾表流湿地，通过投加土著菌枯草芽孢杆菌 FY99-01（*Bacillus subtilis* FY99-01）去除硝态氮。研究结果表明，基于水动力和微生物的共同作用，河湾最大脱硝率、平均脱硝速率分别为 36.1%、50.5 $g·m^{-2}·yr^{-1}$（见图 3）；夏季较冬季去除效果好，水体氧化还原电位对反硝化过程具有显著影响。该方法将河流中的硝态氮转移至河湾表流交换湿地并得以去除。

（四）湖泊氮磷的跨介质去除

我国许多湖泊存在氮磷含量超标的问题，可以通过种植水生植物如芦苇从湖泊中吸收氮磷营养盐，然后收割水生植物实现水体氮磷的跨介质去除。例如，通过对白洋淀水体氮磷污染特征及芦苇的生长研究发现 [30]，芦苇生长及其对营养盐的吸收分别与生长环境中的水位变化和营养盐的负荷显

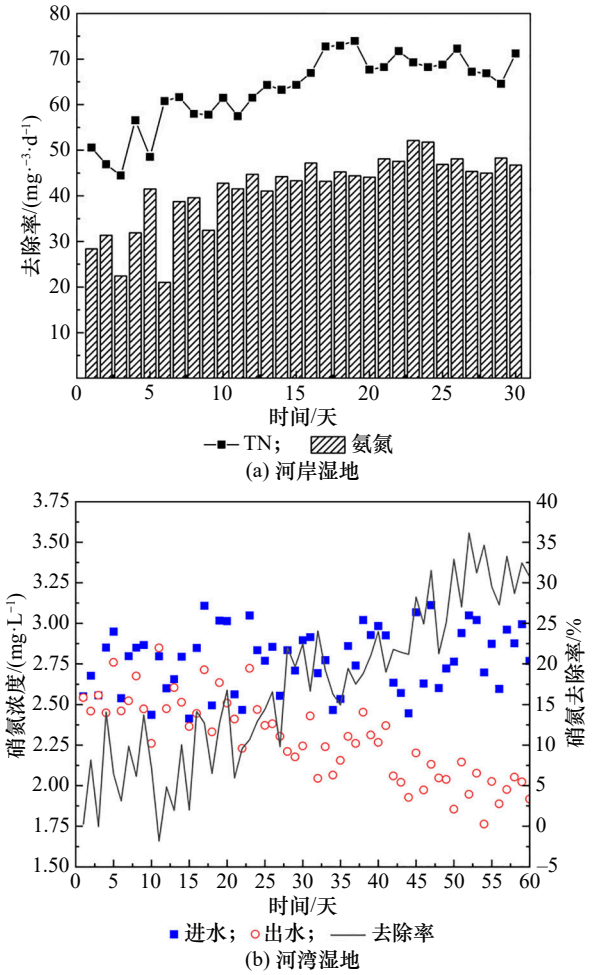

图 3　新型河岸湿地与河湾湿地净化技术对氮的去除效率

著相关（$p<0.05$）。进一步分析环境因子对芦苇生长及营养盐吸收的综合效应，结果表明，与水位变化的影响相比，芦苇中营养盐的储存量受环境中营养盐负荷的影响更大。由于浅水湖泊水质对水位变化比较敏感，通过研究芦苇覆盖度对蒸散发、营养盐去除以及湖泊水质的影响，发现随着芦苇种植密度的增加，湖泊营养盐的去除量将增加，进而可以提高湖泊水质；但随着芦苇种植密度的增加，湖泊的蒸散发量也将增加，使湖泊的水位降低和湖泊的水量减少，对污染物 TN 起到了浓缩作用，从而将降低湖泊的水质（见图 4）。因此，湖泊水质同时受到芦苇对营养盐去除和蒸散发的两个相反作用的影响。基于野外实地监测和模拟实验的结果，发现将湖泊芦苇覆盖率调整到当前覆盖率的 60% 时，并在每年 9 月份收割芦苇的地上部分，会最大限度地提高白洋淀湖泊的水质。

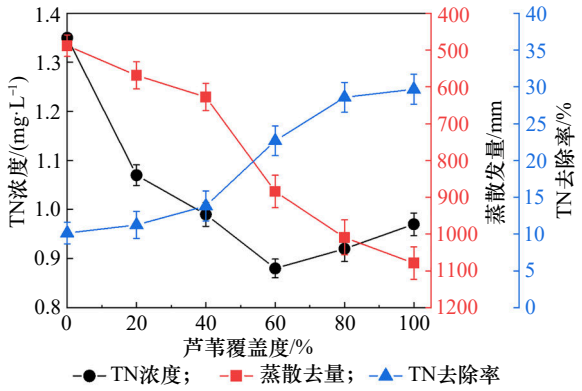

图4　芦苇通过增加蒸散发以及营养盐去除影响湖泊水质的两个相反的作用［30］

（五）土壤环境污染的跨介质治理

土壤环境中的污染物主要来自大气沉降、污水灌溉、固体废物的处理处置以及农田化肥农药施用等，因此，切断这些来自不同介质的污染源是进行土壤污染治理的关键。另外，对于已经进入土壤环境中的污染物，可以采用各种物理化学和生物方法将其去除。例如，采用离子矿化稳定剂将土壤中的重金属离子由易被生物利用的离子态变成不易被生物利用的矿化态，将重金属离子由土壤溶液转移至土壤固相颗粒态中，降低其生物有效性达到污染修复的目的；种植超富集植物可将土壤环境中的重金属离子或有机污染物转移至植物体内，再收割和处理植物实现土壤环境中污染物的跨介质去除。

五、结论与展望

污染物在流域水土环境中存在跨介质迁移，且污染物的转化过程也主要发生在各种界面，因此，在流域水土环境污染跨介质归因识别的基础上，进一步开展跨介质治理是实现流域水土环境调控的有效途径和方法。目前，虽然已在相关方法和技术层面都取得了较好的研究进展，但仍亟需加强以下几方面的研究。

（1）开展水土环境污染跨介质归因识别是进行水土环境污染治理的前提，但目前的归因识别技术不够系统，尤其是定量识别技术亟需加强。另外，大气沉降也是水土环境污染不可忽视的来源，未来研究需要将水–土–气结合起来进行归因识别研究，并提出流域或区域环境污染的水–土–气跨介质调控和治理方法。

（2）对于不同类型的污染物，如有毒有机污染物、农药、氮磷以及药物、PPCPs等新污染物，在水土环境中的来源和迁移转化规律存在显著差异，污染治理方法也不同。因此，需要开发针对不同类型污染物的水土环境跨介质治理方法。

（3）现有研究主要是针对小尺度水土环境污染的跨介质治理，而有关流域尺度或较大区域尺度的研究较少。但污染的来源与区域人为活动有关，且流域的自然地理和环境条件直接影响了污染物的迁移转化，因此，需要从流域或较大尺度来解析污染来源，并提出相应的跨介质治理方法和技术。

（4）对于城市和农村区域，水土环境中污染物的来源和迁移转化存在显著差异，因此，需要针对不同的区域进行水土环境污染的跨介质归因识别，同时提出针对性的污染防控和治理方法。

（5）在进行水污染防治法或土壤污染物防治法的制定/修订工作中，需要考虑污染物在流域或区域水土环境中的跨介质迁移，将水土环境作为一个整体提出水污染防治法、土壤污染防治法或水土污染防治法等法律法规。

参考文献

[1] 庄国泰. 我国土壤污染现状与防控策略 [J]. 中国科学院院刊, 2015, 30(4): 477–483.
Zhuang G T. Current situation of national soil pollution and strategies on prevention and control [J]. Bulletin of Chinese Academy of Sciences, 2015, 30(4): 477–483.

[2] 张维蓉, 张梦然. 当前我国水污染现状、原因及应对措施研究 [J]. 水利技术监督, 2020 (6): 93–98.
Zhang W R, Zhang M R. Current situation, cases and countermeasures of water pollution in China [J]. Technical Supervision in Water Resources, 2020 (6): 93–98.

[3] Galloway J N, Dentener F J, Capone D G, et al. Nitrogen cycles: Past, present, and future [J]. Biogeochemistry, 2004, 70(2): 153–226.

[4] Zhu Y, Price O R, Kilgallon J, et al. A multimedia fate model to support chemical management in China: A case study for selected trace organics [J]. Environmental Science & Technology, 2016, 50(13): 7001–7009.

[5] Jones K C. Persistent organic pollutants (POPs) and related chemicals in the global environment: some personal reflections [J]. Environmental Science & Technology, 2021, 55(14): 9400–9412.

[6] 张丽红. 河北清苑县重金属污染水土环境风险评估 [D]. 北京: 中国地质大学(硕士学位论文), 2011.
Zhang L H. The environmental risk assessment of heavy metal polluted soil and groundwater of Hebei Qingyuan [D]. Beijing: China University of Geosciences-Beijing(Master's thesis), 2011.

[7] 代朝猛, 沈晖, 段艳平, 等. 土壤和地下水环境中纳米材料迁移的研究进展 [J]. 水资源与水工程学报, 2018, 29(3): 236–242, 248.

Dai C M, Shen H, Duan Y P, et al. Review on the transportation of nanomaterials in soil and groundwater environment [J]. Journal of Water Resources & Water Engineering, 2018, 29(3): 236–242, 248.

[8] 中华人民共和国环境保护部, 中华人民共和国国家统计局, 中华人民共和国农业部. 全国第一次污染源普查公报 [EB/OL]. (2010-02-10)[2022-06-12]. http://g.mnr.gov.cn/201701/t20170123_1428261.html.
Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China, National Bureau of Statistics of the People's Republic of China, Ministry of Agriculture and Rural Affairs of the People's Republic of China. Bulletin of the first national pollution source census [EB/OL]. (2010-02-10)[2022-06-12]. http://g.mnr.gov.cn/201701/t20170123_1428261.html.

[9] Michalak A M. Study role of climate change in extreme threats to water quality [J]. Nature, 2016, 535(7612): 349–350.

[10] Xia X H, Li S L, Wang F, et al. Triple oxygen isotopic evidence for atmospheric nitrate and its application in source identification for river systems in the Qinghai-Tibetan Plateau [J]. Science of the Total Environment, 2019, 688: 270–280.

[11] Liu T, Wang F, Michalski G, et al. Using 15N, 17O, and 18O to determine nitrate sources in the Yellow River, China [J]. Environmental Science & Technology, 2013, 47(23): 13412–13421.

[12] Calisto V, Domingues M R M, Esteves V I. Photodegradation of psychiatric pharmaceuticals in aquatic environments—Kinetics and photodegradation products [J]. Water Research, 2011, 45(18): 6097–6106.

[13] Pascoe D, Karntanut W, Müller C T. Do pharmaceuticals affect freshwater invertebrates? A study with the cnidarian Hydra vulgaris [J]. Chemosphere, 2003, 51(6): 521–528.

[14] 胡伟. 天津城市水、土环境中典型药物与个人护理品(PPCPs)分布及其复合雌激素效应研究 [D]. 天津: 南开大学(博士学位论文), 2011.
Hu W. The study on occurrence and distribution of typical pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in Tianjin urban aqueous and soil environment and the combined estrogenic effects [D]. Tianjin: Nankai University(Doctorial dissertation), 2011.

[15] Yuan S L, Jiang X M, Xia X H, et al. Detection, occurrence and fate of 22 psychiatric pharmaceuticals in psychiatric hospital and municipal wastewater treatment plants in Beijing, China [J]. Chemosphere, 2013, 90(10): 2520–2525.

[16] Liu T, Xia X H, Liu S D, et al. Acceleration of denitrification in turbid rivers due to denitrification occurring on suspended sediment in oxic waters [J]. Environmental Science & Technology, 2013, 47(9): 405–4061.

[17] Xia X H, Liu T, Yang Z F, et al. Dissolved organic nitrogen transformation in river water: Effects of suspended sediment and organic nitrogen concentration [J]. Journal of Hydrology, 2013, 484: 96–104.

[18] Xia X H, Wang R. Effect of sediment particle size on polycyclic aromatic hydrocarbon biodegradation: Importance of the sediment-water interface [J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 2008, 27(1): 119–125.

[19] Xia X H, Yu H, Yang Z F, et al. Biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons in the natural waters of the Yellow River: Effects of high sediment content on biodegradation [J]. Chemosphere, 2006, 65(3): 457–466.

[20] Liu R M, Zhang P P, Wang X J, et al. Cost-effectiveness and cost-benefit analysis of BMPs in controlling agricultural nonpoint source pollution in China based on the SWAT model [J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2014, 186: 9011–9022.

[21] Liu R M, Zhang P P, Wang X J, et al. Assessment of effects of best management practices on agricultural non-point source pollution in Xiangxi River watershed [J]. Agricultural Water Management, 2013, 117: 9–18.

[22] Dillaha T A, Reneau R B, Mostaghimi S, et al. Vegetative filter strips for agricultural non-point source pollution control [J]. Transactions of the American Society of Agricultural Engineers, 1989, 32(2): 513–519.

[23] 李怀恩, 邓娜, 杨寅群, 等. 植被过滤带对地表径流中污染物的净化效果 [J]. 农业工程学报, 2010, 26(7): 81–86.
Li H E, Deng N, Yang Y Q, et al. Clarification efficiency of vegetative filter strips to several pollutants in surface runoff [J]. Transactions of the CSAE, 2010, 26(7): 81–86.

[24] 张培培, 李琼, 阚红涛, 等. 基于 SWAT 模型的植草河道对非点源污染控制效果的模拟研究 [J]. 农业环境科学学报, 2014, 33(6): 1204-1209.
Zhang P P, Li Q, Kan H T, et al. Effectiveness of vegetated waterway in controlling non-point source pollution based on SWAT model [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2014, 33(6): 1204–1209.

[25] Xia X H, Jia Z M, Liu T, et al. Coupled nitrification-denitrification caused by suspended sediment (SPS) in rivers: Importance of SPS size and composition [J]. Environmental Science & Technology, 2017, 51(1): 212–221.

[26] Xia X H, Liu T, Yang Z F, et al. Enhanced nitrogen loss from rivers through coupled nitrification-denitrification caused by suspended sediment [J]. Science of the Total Environment, 2017, 579: 47–59.

[27] Quick A M, Reeder W J, Farrell T B, et al. Controls on nitrous oxide emissions from the hyporheic zones of streams [J]. Environmental Science & Technology, 2016, 50(21): 11491–11500.

[28] Pei Y S, Wang J, Wang Z Y, et al. Anammox bacteria community and nitrogen removal in a strip-like wetland in the riparian zone [J]. Journal of Environmental Science and Health, Part A, 2011, 46(7): 715–722.

[29] Pei Y S, Yang Z F, Tian B H. Nitrate removal by microbial enhancement in a riparian wetland [J]. Bioresource Technology, 2010, 101(14): 5712–5718.

[30] Ying Z, Yang Z F, Xia X H, et al. A shallow lake remediation regime with Phragmites australis: Incorporating nutrient removal and water evapotranspiration [J]. Water Research, 2012, 46(17): 5635–5644.